

La flora arvense dels conreus cerealístics de secà: efectes de la intensificació agrícola

Weed diversity of dryland cereal fields: effects of agricultural intensification

Laura Armengot Martínez

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tdx.cat) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tdx.cat) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tdx.cat) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

La flora arvense dels conreus cerealístics de secà:
efectes de la intensificació agrícola

Weed diversity of dryland cereal fields:
effects of agricultural intensification

Laura Armengot Martínez

Barcelona, maig de 2010



Departament de Biologia Vegetal

La flora arvense dels conreus cerealístics de secà:
efectes de la intensificació agrícola

Weed diversity of dryland cereal fields:
effects of agricultural intensification

Memòria presentada per na Laura Armengot Martínez per optar al grau de
Doctora per la Universitat de Barcelona

Programa de Doctorat de Biologia Vegetal
Bienni 2005-2007

Director de la Tesi

Francesc Xavier Sans Serra
Professor Titular de Biologia Vegetal
Facultat de Biologia
Universitat de Barcelona

Barcelona, maig de 2010

Als meus pares

TAULA DE CONTINGUTS - TABLE OF CONTENTS

INTRODUCCIÓ GENERAL	1
<i>1. Introducció general.....</i>	<i>3</i>
1.1. Aspectes generals	3
1.2. La flora arvense dels conreus de cereals	5
1.2.1. La intensificació agrícola a escala local: gestió	7
1.2.2. La intensificació agrícola a escala de paisatge: complexitat del paisatge	8
1.2.3. Avaluació de la influència de les espècies arvenses invasores	11
1.3. L'àrea d'estudi.....	12
1.4. Disseny experimental	14
<i>2. General introduction.....</i>	<i>17</i>
2.1. Overview	17
2.2. Arable weed flora of cereal fields	18
2.3. Study site	21
2.4. Experimental approach.....	23
OBJECTIUS.....	25
<i>1. Objectius</i>	<i>27</i>
1.1. Objectius generals	27
1.2. Objectius específics.....	28
<i>2. Aims</i>	<i>31</i>
2.1. General Aims.....	31
2.2. Specific aims	32

CAPÍTOLS ¡Error! Marcador no definido.

Chapter 1. Assessing weed diversity components in agro-ecosystems: general patterns across biomes	37
<i>Abstract</i>	37
<i>1. Introduction</i>	39
<i>2. Material and methods</i>	40
2.1. Study site and sampling design	40
2.2. Weed community composition.....	41
2.3. Additive partitioning of species richness	41
2.4. Statistical analysis	42
<i>3. Results</i>	42
3.1. Weed community overview	42
3.2. Additive partitioning of diversity components.....	46
<i>4. Discussion</i>	47
4.1. Determinants of weed community composition.....	47
4.2. Determinants of diversity components.....	49
4.3. Implications for conservation.....	50
<i>5. References</i>	51
Chapter 2. Assessing land-use intensity of organic and conventional dryland cereal fields in the Mediterranean region	57
<i>Abstract</i>	57
<i>1. Introduction</i>	59
<i>2. Material and methods</i>	61
2.1. Study site	61
2.2. Characterization of farming practices	62
2.3. Land-use intensity index	62
2.4. Plant survey	64

2.5. Statistical analysis	64
3. <i>Results</i>	65
3.1. Farming practices	65
3.2. Land-use intensity index	67
3.3. Correlation between variables of land-use intensity and PIL	68
3.4. Relative importance of LUI-index, its components and farming system on arable weed species richness	69
4. <i>Discussion</i>	73
4.1. Hypothesis 1. Land-use intensity variables and index are not related with landscape complexity	73
4.2. Hypothesis 2. There is a gradient of land-use intensity within and between both farming systems	73
4.3. Hypothesis 3. LUI-index is the most appropriate method for explaining weed species richness, compared to farming system and LUI-variables	74
5. <i>Conclusions</i>	76
6. <i>References</i>	77

Chapter 3. Land-use intensity, but not landscape complexity, influences weed species richness in dryland cereal fields 81

<i>Abstract</i>	81
1. <i>Introduction</i>	83
2. <i>Material and methods</i>	85
2.1. Study site	85
2.2. Landscape complexity analysis	86
2.3. Land-use intensity analysis	87
2.4. Experimental design	88
2.5. Weed community sampling	89
2.6. Statistical analysis	89
3. <i>Results</i>	91
3.1. Species richness overview	91

3.2. Aboveground weed species richness.....	91
3.3. Weed seedbank species richness	94
3.4. Total weed species richness	94
4. <i>Discussion</i>	96
4.1. Effect of agricultural intensification on aboveground species richness....	96
4.2. Effect of agricultural intensification on seedbank species richness	98
4.3. Effect of agricultural intensification on total weed species	99
4.4. Conclusions	99
5. <i>References</i>	100

**Chapter 4. Influence of farming system on invasibility and on invasion effects:
a study case involving annual grasses in dryland cereal fields** 105

<i>Abstract</i>	105
1. <i>Introduction</i>	107
2. <i>Material and methods</i>	108
2.1. Study site	108
2.2. Study species	109
2.3. Field management	109
2.4. Experimental design.....	110
2.5. Seeding and seedling transplant of rare weeds.....	110
2.6. Sampling.....	111
2.7. Statistical analysis	112
3. <i>Results</i>	113
3.1. Vegetation cover	113
3.2. Overview	113
3.3. Invasion success	114
3.4. Invasion effects on wheat and resident weeds	115
3.5. Invasion effects on <i>Agrostemma githago</i> and <i>Vaccaria hispanica</i>	116

4. Discussion	116
4.1. Invasion success	116
4.2. Invasion effects on wheat and resident weed community	120
4.3. Invasion effects on <i>Agrostemma githago</i> and <i>Vaccaria hispanica</i>	121
4.4. Implications for conservation	121
5. References	122

RESUM DELS CAPÍTOLS 127

1. Avaluació dels components espacials de diversitat de la flora arvensa en sistemes agrícoles: patrons generals en diferents biomes	129
1.1. Introducció i objectius	129
1.2. Material i mètodes	130
1.3. Resultats	131
1.4. Discussió	132
1.5. Conclusions	133
2. Avaluació de la intensitat de la gestió en camps de cereals ecològics i convencionals de la regió mediterrània	134
2.1. Introducció i objectius	134
2.2. Material i mètodes	134
2.3. Resultats	136
2.4. Discussió	137
3. La intensitat de la gestió, però no la complexitat del paisatge, afecta la riquesa d'espècies arvenses dels camps de cereals de secà	138
3.1. Introducció i objectius	138
3.2. Material i mètodes	139
3.3. Resultats i discussió	141
4. Influència del sistema de gestió sobre la resistència a la invasió i sobre els seus efectes: estudi del cas de <i>Lolium rigidum</i> i <i>Avena sterilis</i>	143
4.1. Introducció i objectius	143

4.2. Material i mètodes	144
4.3. Resultats	147
4.4. Discussió	148
DISCUSSIÓ GENERAL	151
1. Consideracions metodològiques.....	153
2. La intensitat de les pràctiques agrícoles i la flora arvense	155
3. La complexitat del paisatge i la flora arvense	157
4. Les espècies invasores nadiues (<i>Lolium rigidum</i> i <i>Avena sterilis</i>), el sistema de gestió i la flora arvense.....	158
5. La distribució espacial de la flora arvense	159
CONCLUSIONS	161
1. Conclusions generals	163
2. General conclusions.....	167
REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES.....	171
INFORMES DEL DIRECTOR.....	189

INTRODUCCIÓ GENERAL

1. Introducció general

1.1. Aspectes generals

Els avenços científics i tecnològics de començaments dels anys 60 en el camp de l'agricultura van fer possible que la producció global es dupliqués en pocs anys, com exemplifica l'augment de la producció global de cereal (Figura 1a). Aquesta *nova* agricultura es basava principalment en la intensificació de la gestió per mitjà del cultiu de varietats molt productives, la mecanització, la utilització de grans quantitats de fertilitzants químics i de pesticides i la irrigació dels conreus (Figura 1b, 1c). Aquest procés d'intensificació, que

correspon al que s'ha anomenat 'Revolució Verda', ha permès augmentar la producció, però ha anat acompanyat, en molts casos, d'un gran cost ambiental (Matson *et al.*, 1997), el qual sovint no es mesura i no influencia ni l'agricultor ni la societat en general a l'hora d'escollir els mètodes de producció agrícola (Tilman *et al.*, 2002).

Els efectes de la intensificació agrícola s'han fet palesos a diferents escales. A escala de paisatge, la concentració parcel·laria de la segona meitat del segle XX, que ha comportat l'agregació de parcel·les i la reducció i simplificació estructural dels hàbitats associats als conreus, ha transformat els paisatges agrícoles, els quals han passat de ser més o menys complexos, amb una proporció elevada d'hàbitats naturals o semi-naturals, a ser paisatges molt simples, dominats per extenses àrees cultivades (Roschewitz *et al.*, 2005b; Tschardtke *et al.*, 2005). La intensificació agrícola a escala local (finca o

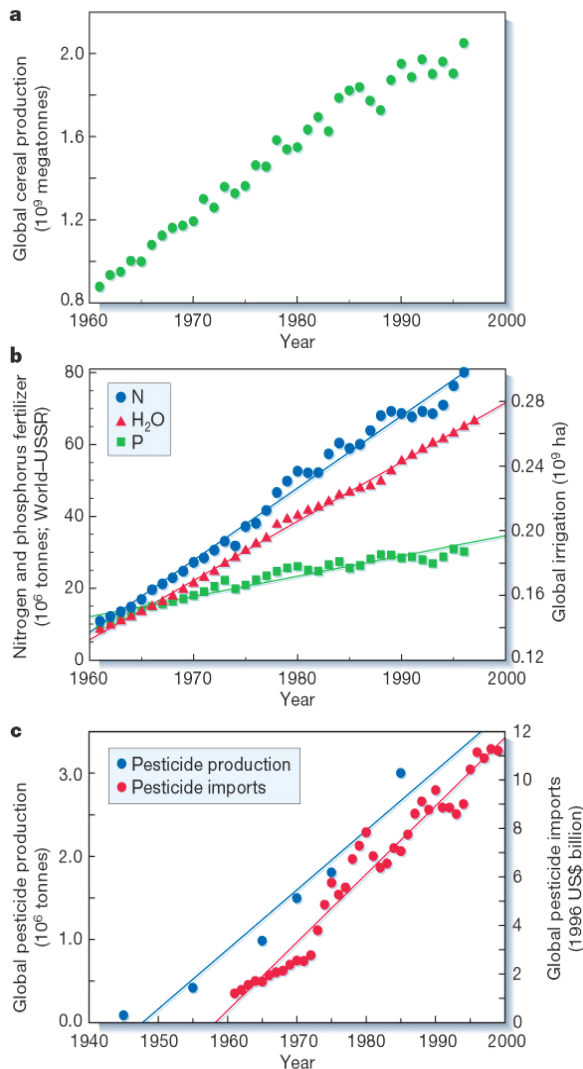


Figura 1. Tendències de l'agricultura durant els darrers 40 anys: a) producció mundial de cereal; b) aplicació mundial de fertilitzants de nitrogen i fòsfor (l'antiga URSS no és inclosa) i àrea de terra irrigada; c) producció mundial de pesticides i aplicació total. De Tilman *et al.*, 2002.

camp), que s'ha posat de manifest per l'excessiva llaurada, el monocultiu i l'increment en l'ús d'agroquímics, ha comportat la pèrdua de la fertilitat i l'acceleració dels processos d'erosió del sòl, la contaminació de l'aigua del subsòl i la eutrofització de rius i llacs (Matson *et al.*, 1997).

La transformació dels agrosistemes com a conseqüència de la intensificació agrícola a escala local i de paisatge ha estat una de les principals causes de la pèrdua de la biodiversitat (Robinson & Sutherland, 2002; Tilman *et al.*, 2002). La biodiversitat, és a dir, tots els organismes que existeixen i interactuen en un ecosistema (Vandermeer & Perfecto, 1995), ha esdevingut un tema central en agronomia des de la conferència de Rio de Janeiro de 1992 (CBD, 1992), on es posava de manifest la importància de la seva conservació per a la sostenibilitat dels agrosistemes. Els agrosistemes constitueixen un dels hàbitats més extensos (Donald *et al.*, 2006), ocupen al voltant del 50 % d'Europa (European Environmental Agency, 2009), i concentren una gran proporció de la biodiversitat en comparació amb altres hàbitats (Pimentel *et al.*, 1992), però alhora, és on se n'ha manifestat una major pèrdua (Preston *et al.*, 2002). Per aquestes raons, el desenvolupament de mètodes de gestió dels agrosistemes que permetin harmonitzar la producció i la conservació dels recursos naturals és una de les prioritats de la nova Política Agrària Comuna (PAC, http://ec.europa.eu/agriculture/index_es.htm). Cal, doncs, que la recerca s'orienti vers el desenvolupament de mètodes de gestió dels conreus que redueixin la pressió ambiental associada a les activitats agràries (Sans, 2007).

Un exemple de mètode de gestió dels conreus que redueix la pressió de les activitats agràries és l'agricultura ecològica, un model productiu que pretén minimitzar les externalitats negatives de l'agricultura convencional. Els conreus són cultivats sense adobs ni pesticides de síntesi química (fungicides, insecticides o herbicides) perquè es posa un èmfasi especial en la utilització de productes i tècniques el més naturals possibles, exclouent totes aquelles que potencialment poden malmetre la qualitat del producte final i el medi ambient (Descombes *et al.*, 2006). Malgrat els efectes positius pel medi ambient d'aquestes pràctiques agrícoles en comparació amb el sistema de producció convencional, els seus mètodes de cultiu menys intensius poden afectar negativament la producció (FAO, 2002). Els darrers anys, però, l'agricultura ecològica ha esdevingut cada vegada més comuna per diverses raons, entre les que destaca la demanda creixent de productes ecològics (Gabriel *et al.*, 2009). Tot i així, l'extensió total de terra agrícola gestionada de manera ecològica és encara molt petita en comparació a la convencional. Arreu del món, aproximadament 30,4 milions d'hectàrees són

gestionades de manera ecològica, un 0,65 % de la superfície agrícola total (Willer *et al.*, 2008), i a Catalunya en trobem 62.331 ha (CCPAE, 2008), que correspon aproximadament a un 5,3 % de la superfície agrícola total.

1.2. La flora arvense dels conreus de cereals

Les espècies arvenses són aquelles que apareixen en els conreus sense haver estat sembrades de manera intencionada. El desenvolupament i expansió de l'agricultura ha portat associada l'evolució d'una flora (i fauna) adaptada a aquests ambients (Potts, 1997). Així doncs, el manteniment de les poblacions arvenses depèn de l'activitat antròpica, perquè estan totalment lligades a la gestió dels conreus i, per tant, a la continuïtat de les explotacions agràries. Les espècies arvenses presenten una sèrie de característiques biològiques que els permeten superar la pressió de les pràctiques agrícoles, principalment les pertorbacions. Tot i que és un grup que aplega espècies de nombroses famílies botàniques, els tàxons es reparteixen de manera força desigual entre les diferents famílies. Per exemple, a Catalunya gairebé un terç de la flora arvense pertany a tres famílies: gramínies, compostes i crucíferes.

Tradicionalment, les espècies arvenses s'han considerat com enemics (també s'anomenen *males herbes*), perquè interfereixen amb les activitats agrícoles i poden provocar pèrdues de rendiment dels cultius. Arreu del món hi ha entre 8.000 i 10.000 espècies que es comporten com a males herbes (unes 250 a Catalunya), tot i que només al voltant de 300 espècies arriben a ser perjudicials (Masalles, 2008). Malgrat això, la gestió de les espècies arvenses, tant directa com indirectament, ha estat, i és, una part molt important de l'activitat agrícola, ja que des del punt de vista de la producció, s'ha intentat reduir-les al màxim per tal d'evitar la competència amb el cultiu. El seu control intensiu mitjançant l'ús d'herbicides ha provocat, però, l'aparició de plantes resistents. Les poblacions resistents augmenten any rere any i cada cop es troben en noves espècies (Figura 2). De fet, han esdevingut un dels principals objectius de la recerca agronòmica.

Les espècies arvenses pròpies dels camps de cereals són les anomenades segetals, un grup particular dins la flora arvense. Es tracta principalment de teròfits (plantes anuals) i geòfits (bulboses), el gruix principal de les quals procedeix del pròxim Orient (arqueòfits), d'on van ser introduïdes per l'home juntament amb els cereals. La llarga tradició d'aquests cultius fa que les espècies segetals presentin una alta especificitat i per això solen trobar-se fidelment en aquests conreus. Els cultius cerealístics presenten una estacionalitat molt

marcada a causa del cicle anual de les feines agrícoles. A partir de la sembra, el cultiu gairebé no és pertorbat fins la sega. Aquest període de temps permet que nombroses espècies arvenses

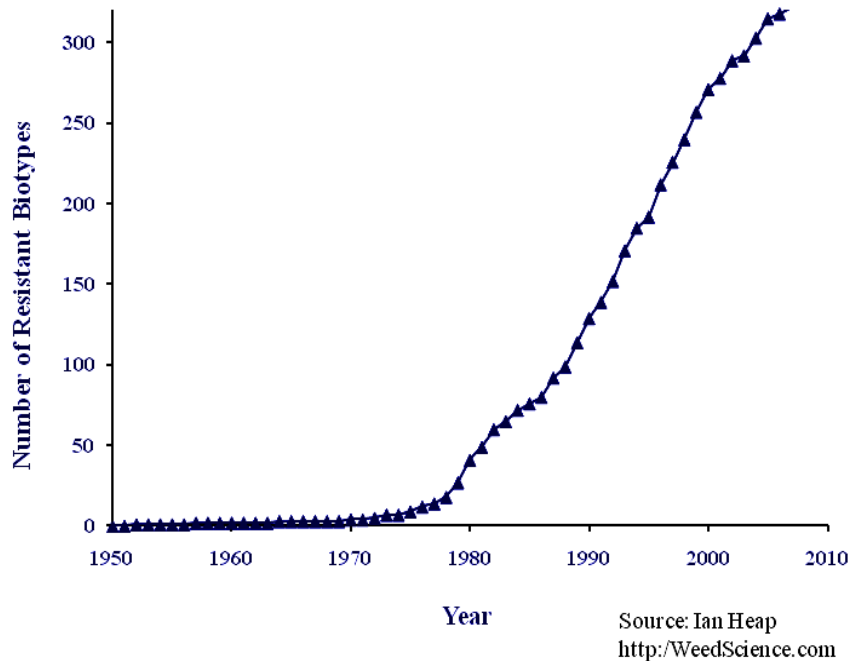


Figura 2. Increment al llarg del temps del número de biotips resistents als herbicides.

completin el cicle. Les comunitats arvenses dels conreus cerealístics estan integrades principalment per espècies que produeixen llavors semblants a l'espècie cultivada, de manera que és difícil destriar-les, i per espècies amb llavors menudes que passen desapercebudes o bé que maduren abans de l'època de sega, assegurant la seva dispersió abans de la recol·lecció.

Malgrat que les espècies arvenses, especialment les segetals, estan adaptades a les pràctiques agrícoles, la intensificació que s'ha produït al llarg de les darreres dècades ha comportat la disminució de la seva diversitat i abundància. Aquesta disminució ha afectat particularment les plantes més pròpiament segetals, mentre que altres espècies, entre les quals diverses gramínies (per exemple, el margall, *Lolium rigidum* Gaudin, i la cugula, *Avena sterilis* L.), han esdevingut més abundants (Masalles, 2008). Aquest procés ha estat descrit en molts països, com ara a Alemanya (Albrecht, 1995), Dinamarca (Andreasen *et al.*, 1996), el Regne Unit (Sutcliffe & Kay, 2000; Robinson & Sutherland, 2002) i també a Catalunya (Chamorro *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2008a). La majoria d'aquests canvis han estat atribuïts a l'aplicació d'herbicides (Albrecht, 1995; Andreasen *et al.*, 1996; Robinson & Sutherland, 2002), la utilització d'adobs sintètics i l'augment de la capacitat competitiva del conreu com a

conseqüència de les altes taxes de fertilització (Pyšek & Lepš, 1991), la simplificació de les rotacions (Stevenson *et al.*, 1997; Hyvönen & Salonen, 2002), la llaurada intensiva (Mas & Verdú, 2003) i l'ús de llavors comercials lliures de males herbes i la millora en la neteja de les llavors recol·lectades que els agricultors ressemblen (Firbank, 1988).

Les espècies arvenses tenen un paper clau en la complexa xarxa tròfica dels agrosistemes perquè interaccionen directa i indirectament amb altres components de l'agrosistema i ofereixen un ampli ventall de funcions ecològiques com són, entre altres, el control de plagues i l'afavoriment de la pol·linització dels conreus i del reciclatge de nutrients del sòl (Marshall, *et al.*, 2003; Pywell *et al.*, 2005; Taylor *et al.*, 2006). A més, li són atribuïdes funcions estètiques i de conservació del patrimoni vegetal (Clergue *et al.*, 2005). L'important paper que tenen les espècies arvenses en el funcionament dels agrosistemes fa necessari aprofundir en el coneixement dels factors biòtics i abiòtics que poden afectar la flora arvense dels conreus de cereals, en general, i les espècies segetals, en particular, amb l'objectiu de desenvolupar mecanismes per contrarestar la creixent pèrdua de diversitat. Per aquest motiu, la present Tesi doctoral estudia l'efecte de la intensificació agrícola, a escala local (finca o parcel·la) i a escala de paisatge, i l'efecte de l'augment de l'abundància de determinades espècies arvenses invasores sobre la diversitat vegetal als conreus de cereals.

1.2.1. La intensificació agrícola a escala local: gestió

La diversitat i la composició de les comunitats arvenses depèn de diversos factors biòtics i abiòtics. Les característiques climàtiques i edàfiques, la interacció entre les espècies arvenses i les plantes conreades, les pràctiques agrícoles i el context paisatgístic són els principals factors que afecten l'estructura d'aquestes comunitats. L'abundància i la riquesa d'espècies arvenses superiors dels conreus de cereals ecològics respecte dels convencionals i els canvis en la composició florística, els quals es manifesten principalment per una proporció més alta d'espècies dicotiledònies en els conreus ecològics (entre les quals hi ha diverses espècies arvenses poc freqüents), mostra la rellevància dels tractaments agrícoles sobre les comunitats arvenses.

La majoria d'estudis que han avaluat l'efecte de la intensitat de les pràctiques agrícoles sobre la flora arvense ho fan mitjançant la comparació de finques ecològiques i convencionals, tot assumint que la gestió convencional és més intensa que l'ecològica. En general, aquests estudis mostren un efecte beneficiós de la gestió ecològica sobre la flora

arvense (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005), tot i que en alguns no s'ha observat cap efecte (Weibull *et al.*, 2003). La variabilitat en la intensitat de la gestió dins de cada sistema agrícola pot explicar l'absència de diferències entre les finques ecològiques i convencionals. Així doncs, la gestió ecològica, malgrat que es caracteritza per la prohibició en l'ús de fertilitzants i pesticides de síntesi química, podria ser tan intensa com la convencional. La simplificació de les rotacions, la fertilització amb adobs pobres en matèria orgànica (per exemple, purins), la llaurada intensiva i l'exhaustiu control mecànic de la flora arvense constitueixen un grup de pràctiques que poden arribar a ser tan intenses com les que s'utilitzen en els conreus convencionals.

Per tal de valorar el grau d'intensitat de les pràctiques agrícoles amb més precisió que la clàssica dicotomia entre gestió ecològica i convencional, s'han desenvolupat diversos índexs (vegeu Shriar, 2000). Mentre que la producció per unitat de superfície cultivada té la dificultat de que varia en funció dels cultius i de les condicions edàfiques i climàtiques de l'àrea estudiada, l'ús d'índexs desenvolupats a partir de les pràctiques agrícoles realitzades, com la freqüència de la llaurada, el tipus i nivell de fertilització, la complexitat de les rotacions i el tipus i freqüència del control de la flora arvense, reflecteixen de manera integrada el grau d'intensificació de la gestió agrícola. Malgrat això, una de les limitacions més importants dels índexs rau en el fet que la seva idoneïtat general es pot veure afectada quan les variables d'intensificació utilitzades per a la seva formació tenen tendències diferents o oposades. Per això, alguns autors defensen la utilització d'una sola variable de gestió per mesurar la intensitat agrícola, perquè permet una interpretació més fàcil i directa dels resultats que els índexs formats per múltiples variables. Una de les variables més utilitzades és la quantitat de nitrogen aportat amb la fertilització, perquè es relaciona negativament amb la diversitat d'espècies arvenses (Baessler & Klotz, 2006; Billeter *et al.*, 2008; Firbank *et al.*, 2008; Kleijn *et al.*, 2009). La quantitat de les aportacions externes de nitrogen generalment està correlacionada amb la producció i amb altres variables de gestió, tal com les rotacions de conreus o l'aplicació de pesticides (Donald *et al.*, 2001). A més, aquest indicador s'ha utilitzat per avaluar la intensitat de la gestió agrícola a nivell europeu i els seus efectes negatius sobre el medi ambient (European Commission, 2000; Herzog *et al.*, 2006).

1.2.2. La intensificació agrícola a escala de paisatge: complexitat del paisatge

L'augment de terra cultivada i l'engrandiment dels camps per l'agregació de parcel·les (concentració parcel·lària) amb la finalitat d'augmentar l'eficiència de les pràctiques agrícoles

ha comportat la simplificació dels paisatges agrícoles, que es veu reflectida en la disminució de la proporció d'hàbitats naturals i semi-naturals (Roschewitz *et al.*, 2005b; Tschardtke *et al.*, 2005) (Figures 3 i 4).

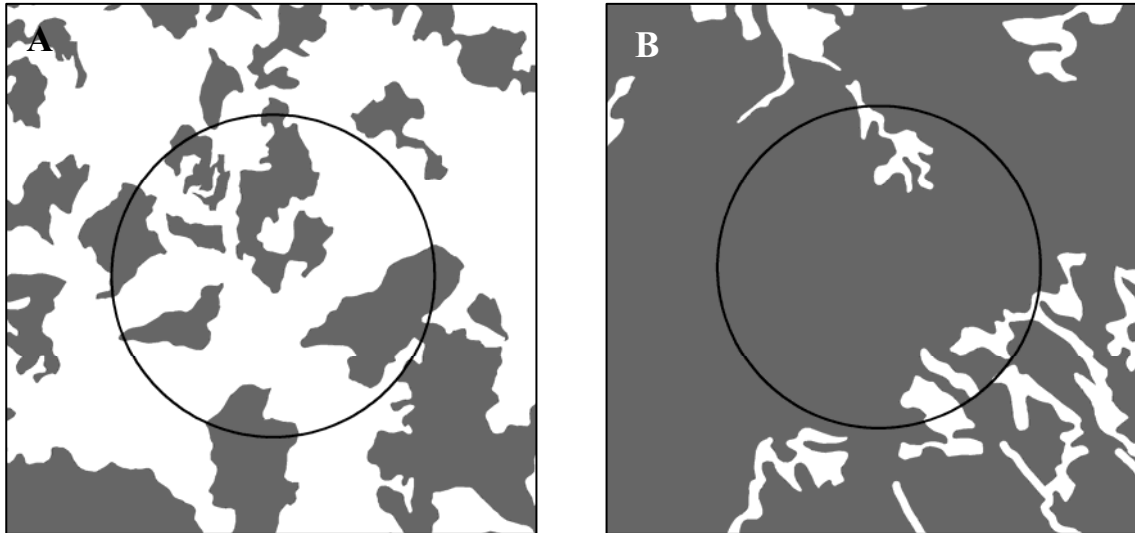


Figura 3. Imatge de dos dels paisatges estudiats, on es mostra un cercle d'1 km de radi centrat en el camp estudiat. A) paisatge complex (Casserres, el Berguedà), amb un gran predomini d'hàbitats naturals (en blanc). B) paisatge simple (Les Piles, la Conca de Barberà), on la superfície agrícola és la més abundant (en gris).

La proporció de cultius herbacis extensius és una de les mesures més utilitzades com a indicador de la intensificació del paisatge, perquè aquesta variable es correlaciona amb altres atributs del paisatge agrícola que serveixen per descriure'l, com per exemple, la diversitat i la fragmentació dels hàbitats o la densitat de marges entre els conreus i els hàbitats naturals (Romero *et al.*, 2008b). A més, aquestes correlacions es troben en paisatges tan contrastats com són els del nord i el centre d'Europa i els mediterranis (Gabriel *et al.*, 2005; Rundlöf & Smith, 2006; Romero *et al.*, 2008b). Tot i així, els paisatges agrícoles mediterranis estudiats en aquesta Tesi doctoral es caracteritzen perquè els conreus herbacis extensius generalment es troben acompanyats d'altres cultius de menor extensió (bàsicament ametllers, oliverars i vinyes) i d'àrees urbanes. Per tant, l'indicador d'intensificació del paisatge utilitzat en aquesta Tesi doctoral ha tingut en compte tant els conreus herbacis extensius com els conreus arboris i arbustius i les àrees urbanes (Percentatge de terra intensificada, PIT), que és la proporció inversa dels hàbitats naturals d'un territori. Cal assenyalar que l'àrea, és a dir, la porció de territori que es considera per una determinada localitat o parcel·la, i l'escala i la resolució dels mapes que s'utilitzen per avaluar la complexitat del paisatge varien entre els estudis. Això sovint dificulta la seva comparació perquè els valors que prenen els descriptors del paisatge

Introducció general

varien en funció de les variables esmentades (Gabriel *et al.*, 2005; M. Bassa, comunicació personal).



Figura 4. Imatges d'un paisatge simple (A, Els Plans de Conesa (Les Piles), la Conca de Barberà) i d'un paisatge més complex (B, Calaf, Anoia). Imatges de Laura José María i Montserrat Bassa.

Diversos estudis han constatat que els canvis en l'estructura dels paisatges agrícoles pot afectar processos com el control biològic de les plagues (Andow, 1983; Thies & Tschardtke, 1999; Östman *et al.*, 2001) i la pol·linització dels conreus (Kremen *et al.*, 2002; Kremen *et al.*, 2004). Els estudis centrats en l'anàlisi de l'efecte de la intensificació del paisatge sobre la diversitat de les comunitats arvenses realitzats al centre d'Europa (Gabriel *et al.*, 2005; Roschewitz *et al.*, 2005b) mostren que la riquesa d'espècies arvenses és més gran en els paisatges complexos que en els simplificats. Això es deu a la proporció més elevada d'hàbitats naturals i semi-naturals, els quals poden ser una font de diàspores per colonitzar els camps de conreu, tant a escala local, a partir de la vegetació dels marges, com a escala regional, a partir de les comunitats ruderals dels marges de camins, guarets, etc. A més, l'augment de diversitat de la flora arvenses en els paisatges complexos és més marcada en les parcel·les convencionals que en les ecològiques, fins a arribar a valors de diversitat similars en ambdós tipus de gestió quan el paisatge és complex. Segons aquests resultats, Tschardtke *et al.* (2005) proposen que la complexitat del paisatge pot compensar els efectes negatius de les pràctiques agrícoles sobre la diversitat vegetal.

Malgrat això, no tots els autors han constatat l'efecte beneficiós de la complexitat del paisatge sobre la diversitat d'espècies arvenses (Marshall, 2009). Cal tenir en compte que la reduïda distància de dispersió de les llavors de moltes espècies (Rew *et al.*, 1996; Bischoff & Mahn, 2000; Geertsema & Sprangers, 2002; Devlaeminck *et al.*, 2005; Kohler *et al.*, 2008) pot dificultar la seva arribada als conreus. A més, l'entrada de llavors per altres mecanismes com la maquinària agrícola (Coulson *et al.*, 2001), la sembra de llavors d'espècies arvenses barrejades amb la sembradura a causa d'una neteja deficient (Fenner & Thompson, 2005) o la fertilització amb fens mal compostats, poden ser factors de dispersió tan o més importants que la pròpia complexitat del paisatge. A més a més, malgrat que les llavors puguin arribar a un determinat camp, una gestió molt intensa pot dificultar l'establiment de poblacions viables. En aquest sentit, José-María *et al.* (2010) han destacat que l'efecte de la complexitat del paisatge és més gran a les vores que als centres dels camps, a causa de la seva proximitat als marges i a la menor intensitat i eficiència de les pràctiques agrícoles a les vores dels conreus (Wagner & Edwards, 2001; Romero *et al.*, 2008a).

1.2.3. Avaluació de la influència de les espècies arvenses invasores

Els sistemes agrícoles són un dels hàbitats més envaïts (Chytrý *et al.*, 2009), ja que són pobres en espècies en comparació amb els hàbitats naturals i perquè són pertorbats

periòdicament i rics en nutrients (Booth *et al.*, 2004). Tot i que s'han dedicat molts esforços a l'estudi de l'efecte de les plantes arvenses invasores sobre la producció (Pimentel *et al.*, 2000; Boström *et al.*, 2003; Milberg & Hallgren, 2004; Vilà *et al.*, 2004), encara es té poc coneixement del seu efecte sobre la diversitat de les comunitats arvenses (Pal, 2004).

Les invasions són processos complexos amb un important grau d'impredictibilitat perquè l'èxit de la planta invasora depèn de la interacció entre les seves característiques i les de la comunitat envaïda, així com de la quantitat de propàguls que poden arribar (Alpert *et al.*, 2000; Lockwood *et al.*, 2005). En el context dels sistemes agrícoles, per tant, el sistema de gestió (ecològic o convencional) podria influir tant en la resistència a la invasió com en els seus efectes, perquè, usualment, els dos sistemes són diferents, principalment pel que fa referència a la diversitat d'espècies arvenses (més alta en els sistemes amb gestió ecològica) i a la disponibilitat de nutrients del sòl (més alta en els sistemes amb gestió convencional).

De manera general, la densitat de la major part de les espècies que formen part de les comunitats arvenses dels cultius cerealístics és baixa. Tanmateix, algunes espècies poden esdevenir abundants i dominar els camps (Clements *et al.*, 1994) a causa de l'aparició de resistències als herbicides i/o a la seva gestió inapropiada. En les regions de clima mediterrani és freqüent que les comunitats arvenses es trobin dominades pel margall (*L. rigidum*) i la cugula (*A. sterilis*), dues de les espècies més problemàtiques per la seva competència amb el cultiu (Medd, 1996; Izquierdo *et al.* 2003). L'elevada dominància d'algunes espècies com les esmentades anteriorment fa que puguin ser considerades espècies invasores, malgrat que sovint aquest terme s'utilitza només per les espècies exòtiques (Richardson *et al.*, 2000; Mashhadi & Radosevich, 2004). Calen, doncs, estudis que avaluïn el paper d'aquestes espècies invasores nadiues, no només sobre els possibles efectes negatius sobre la producció de cereal sinó també sobre la flora arvense resident.

1.3. L'àrea d'estudi

La Tesi doctoral es centra en l'estudi de la flora arvense dels conreus de cereals de secà. Els cereals són el cultiu amb més percentatge de superfície agrícola a Catalunya (Figura 5) i un dels més importants des del punt de vista de la producció (DAR, <http://www20.gencat.cat/portal/site/DAR>). L'elevada superfície que ocupen els converteix en un element clau del paisatge. Per tant, és de gran rellevància l'avaluació de les conseqüències del procés d'intensificació agrícola, ja que la gestió d'aquesta part del territori té un destacada

importància ambiental, tant des d'un punt de vista de la biodiversitat com de la conservació del sòl.

L'estudi s'ha dut a terme a la Depressió Central Catalana entre l'any 2006 i 2007. L'àrea d'estudi, d'aproximadament 100 km × 50 km (de 1° 05' a 2° 05' E i de 41° 24' a 42° 05' N) correspon a les comarques del Bages, el Berguedà, el Solsonès, la Conca de Barberà, l'Urgell i la Segarra. El clima és mediterrani, tot i que els valors mitjans de precipitació i temperatura són variables segons la comarca (precipitació mitjana anual entre 400 i 850 mm i temperatura mitjana entre 11 i 14°C, Ninyerola *et al.*, 2005). La Depressió Central Catalana és la unitat geomorfològica més continental de Catalunya, amb una marcada amplitud tèrmica al llarg de l'any. El sector més occidental de l'àrea seleccionada (l'Urgell, la Segarra) presenta un clima més sec que el nord-oriental.

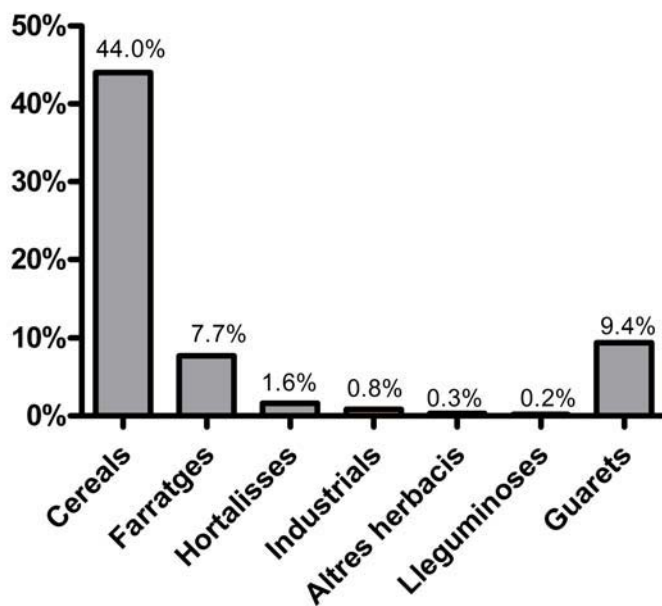


Figura 5. Distribució de la superfície agrícola dels conreus herbacis a Catalunya l'any 2008. Font: DAR, 2009.

La vegetació de l'àrea d'estudi és constituïda per un mosaic de conreus de secà amb fragments de boscos, matollars i prats, on s'hi barregen les zones urbanes, industrials i viàries, i les rieres i torrents. En general, els boscos ocupen els terrenys menys aptes per a l'agricultura i les zones properes als cursos d'aigua. Les pinedes (*Pinus spp.*) són la formació boscosa predominant, malgrat que les rouredes (*Quercus spp.*) i els alzinars (*Quercus ilex L.*) són també abundants. Les bardisses, els llistonars i els fenassars són freqüents als marges dels camps i ocupen la major part de l'espai no arbori sense conrear. Les planes, antigament boscades, han estat transformades i adaptades a l'agricultura. Els cultius cerealístics de secà majoritaris són l'ordi (*Hordeum vulgare L.*) i el blat (*Triticum aestivum L.*) i, en menor grau,

la civada (*Avena sativa* L.) i l'espelta (*Triticum aestivum* L. ssp. *spelta* L.). Altres conreus de secà freqüents són la colza (*Brassica rapa* L. ssp. *oleifera* L.), les vinyes (*Vitis vinifera* L.), els ametllers (*Prunus dulcis* (Mill.) D.A. Webb) i els oliverars (*Olea europaea* L. var. *europaea* L.). Les comunitats arvenses de l'àrea d'estudi, que s'agrupen dins l'Ordre *Centaureetalia cyani* Tüxen ex von Rochow, 1951 (Classe *Stellarieteta mediae* Tüxen, Lohmeyer et Preising ex von Rochow, 1951), són dominades per plantes anuals, entre les quals *Lolium rigidum* Gaudin (margall), *Avena sterilis* L. (cugula), *Polygonum aviculare* L. (passacamins), *Polygonum convolvulus* L. (fajol bord) i *Papaver rhoeas* L. (rosella) en són algunes de les més freqüents i abundants.

1.4. Disseny experimental

Per dur a terme els diversos estudis d'aquesta Tesi doctoral es van seleccionar 18 localitats. La selecció va tenir en compte que en cada localitat hi haguessin finques amb gestió ecològica i convencional i que l'estructura del paisatge fos diferent (Figura 6). De la combinació d'ambdós requeriments s'obtingué un gradient de gestió, que va de gestions poc intenses a gestions molt intenses, i un gradient de complexitat del paisatge agrícola, del 25,2 % al 99,2 % de PIL (Percentatge de terra intensificada: superfície cultivada i assentaments humans en un sector circular d'1 km de radi al voltant de cada camp estudiat).

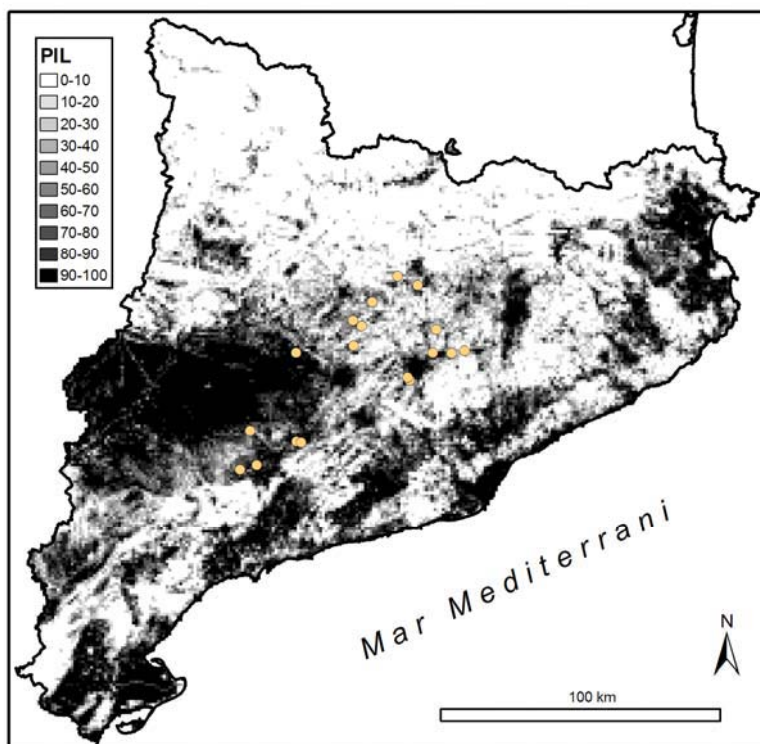


Figura 6. Situació de l'àrea d'estudi a Catalunya, on es representen les 18 localitats seleccionades. L'escala de grisos indica el percentatge de terra intensificada (PIL, percentatge de superfície agrícola i assentaments humans). Imatge de Laura José María i Albert Ferré.

En els paisatges simples domina la terra agrícola, amb el blat i l'ordi com a cultius principals, mentre que els boscos, matollars i pastures predominen a les localitats situades en paisatges complexos.

A cada localitat es va seleccionar una finca de cada sistema de gestió, i de cada una d'elles, una parcel·la gestionada amb les tècniques de cultiu representatives de les condicions agroclimàtiques de la zona a la qual pertanyen. Les parcel·les convencionals eren cultivades majoritàriament amb cereals en règim de monocultiu, mentre que en les ecològiques sovint es feien rotacions amb lleguminoses i adobs verds. Per tal de minimitzar la variabilitat entre les parcel·les d'una mateixa localitat i entre localitats, l'estudi es va dur a terme en parcel·les de blat (*Triticum aestivum*) o ordi (*Hordeum vulgare*). La selecció de les parcel·les es va dur a terme amb els criteris següents per tal de facilitar la comparació entre elles: (1) mida i estructura similars, amb l'objectiu d'evitar la correlació amb l'estructura del paisatge; (2) característiques edàfiques, climàtiques i microclimàtiques (orientació, pendent) similars; (3) finques ecològiques antigues, és a dir, gestionades de manera ecològica com a mínim des de l'any 2001 (mediana = 1996) i (4) proximitat de les parcel·les seleccionades però no adjacència, per tal d'evitar l'efecte de contagi de les pràctiques agrícoles, com l'ús d'herbicides i insecticides.

El disseny experimental i la metodologia dels estudis es detalla en cadascuna de les publicacions i en el resum de les publicacions d'aquesta memòria. De manera general, per tal de caracteritzar la intensitat de la gestió i poder desenvolupar un índex d'intensificació agrícola (*Capítol 2*), vàrem realitzar entrevistes als agricultors de les 36 parcel·les seleccionades (18 ecològiques i 18 convencionals), de les quals vam obtenir la informació sobre les pràctiques agrícoles realitzades en els darrers 5 anys a cada camp estudiat. En 11 de les 18 parelles de parcel·les, es varen delimitar a l'atzar 4 blocs de 7 m × 7 m i, en cadascun d'ells, es varen establir 3 quadrats equidistants de 2 m × 2 m. En un dels quadrats es van aplicar mètodes de control de la vegetació arvensa (herbicides als camps convencionals i grada de pues flexibles als ecològics), mentre que a l'altre no es va controlar la vegetació arvensa. El tercer quadrat es va utilitzar per a avaluar el banc de llavors del sòl. L'anàlisi de la diversitat de la flora arvensa es va realitzar mitjançant inventaris florístics abans de la sega, mentre que les mostres del banc de llavors es varen recol·lectar just després de la sembra del cereal. La nomenclatura de les espècies segueix de Bolòs *et al.* (2005). La informació obtinguda a partir del banc de llavors i dels inventaris florístics es va utilitzar en el *Capítol 3* per analitzar l'efecte de la intensitat de la gestió i de la complexitat del paisatge sobre la

Introducció general

riquesa d'espècies. A més, els inventaris florístics es van utilitzar per avaluar la relació entre l'índex d'intensificació agrícola i la riquesa d'espècies (*Capítol 2*) i per comparar els components espacials de la diversitat de dues regions climàtiques diferents (*Capítol 1*), Catalunya i la Baixa Saxònia (nord d'Alemanya), on es va fer un mostreig similar en 15 localitats. Per últim, l'estudi de l'efecte de les invasions biològiques es va dur a terme en dos camps de blat d'hivern, un ecològic i un convencional (*Capítol 4*).

2. General introduction

2.1. Overview

Scientific and technological advances in the field of agriculture in the early 60s made it possible to double global production in a few years (Figure 1a). However, this *new* agriculture, based on the use of high-yielding crop varieties, mechanisation, the increase of chemical fertilisers and pesticides and irrigation (Figure 1b, c), referred to under the general term “Green Revolution”, has negative consequences on the environment, such as increased soil erosion, lower soil fertility, pollution of ground water and eutrophication of rivers and

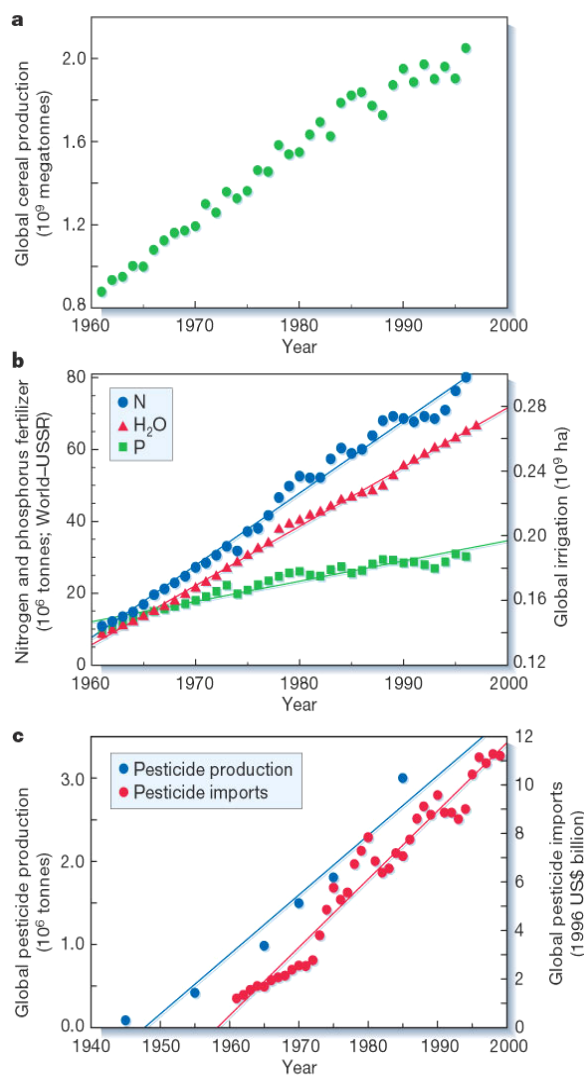


Figure 1. Agricultural trends over the past 40 years: a) total global cereal production; b) total global use of nitrogen and phosphorus fertiliser (former USSR not included) and area of global irrigated land; and c) total global pesticide production and global pesticide imports (summed across all countries). Source: Tilman *et al.*, 2002.

lakes (Matson *et al.*, 1997). These detrimental environmental impacts are typically unmeasured and often do not influence farmer or societal choices regarding production methods (Tilman *et al.*, 2002). In addition, agricultural intensification also happens on a landscape scale. For instance, reparcelling (field consolidation, i.e. aggregation of parcels and removal of non-cultivated areas) in the second half of the 20th century to increase farming efficiency has led to homogeneous landscapes, as formerly complex landscapes, with a high relative proportion of natural and semi-natural habitats, have been transformed into simple landscapes, mainly dominated by arable land (Roschewitz *et al.*, 2005b; Tschardt *et al.*, 2005).

Agricultural intensification over the past decades, at both the local (management intensification) and the landscape scale, is the main reason for the

current biodiversity decline (Tilman *et al.*, 2002; Robinson & Sutherland, 2002). Biodiversity refers to all species of plants, animals and micro-organisms existing and interacting within an ecosystem (Vandermeer & Perfecto, 1995). However, it not only means “variety of life forms” but implies a function within the ecosystems, which could be patrimonial, agronomical or ecological (Clergue *et al.*, 2005). Biodiversity has become a relevant issue in agronomical research since the Rio de Janeiro summit in 1992 (CBD, 1992), where biodiversity protection and sustainable development were specified as main goals. Agricultural land is one of the most widespread habitats in Europe (Donald *et al.*, 2006), holds a large proportion of diversity compared to other areas (Pimentel *et al.*, 1992) and is the habitat where diversity has declined more intensively (Preston *et al.*, 2002). Accordingly, focusing conservation efforts on these habitats becomes a crucial issue. In this respect, the development of agricultural measures to reconcile production with biodiversity conservation is one of the major goals of the Common Agricultural Policy (CAP, http://ec.europa.eu/agriculture/index_es.htm).

Measures such as organic farming practices have been promoted as a means of reversing diversity decline. Organic farming is a form of agriculture that minimises the potential negative impacts of conventional farming on the environment and on the final quality of the product, since it excludes or limits the use of synthetic fertilisers and pesticides, livestock antibiotics, food additives and GMOs, relying instead on crop rotation, green manure, compost and biological pest control. However, as organic farming is a more extensive system compared to conventional farming, it could lead to yield reduction compared to intensively managed land (FAO, 2002). For a variety of reasons, including consumer demand, organic farming has become more common in recent years (Gabriel *et al.*, 2009). However, the adoption of this alternative management compared to conventional practices is still scarce: about 30.4 million hectares are organically managed worldwide (0.65 % of total agricultural land) (Willer *et al.*, 2008) and, in Catalonia, there are 62,331 hectares of organically managed land (CCPAE, 2008), about 5 % of agricultural land.

2.2. Arable weed flora of cereal fields

In general, weed species are considered nuisance plants, unwanted plants in man-made settings. Weed species are those that thrive in crop fields without being intentionally sown. The development and spread of agriculture has been associated with the evolution of an adapted and diverse flora (and fauna) (Potts, 1997). Consequently, arable weed populations

depend on human activity, since they are totally related to agricultural management and the continuity of farms. Arable weed species display some biological adaptations to overcome the pressure of agricultural practices, mainly soil disturbance. Although *arable weeds* is a general term that includes a great number of botanical families, the taxa are not evenly distributed among them. For instance, in Catalonia, almost a third of the arable weed flora belongs to three plant families: grasses (Poaceae), crucifers (Brassicaceae) and asters (Asteraceae or Compositae). Segetal species are those weeds characteristic of cereal fields, a specific group within arable weed species. They are mainly therophytes and geophytes and most of them originate from Asia, from where they were accidentally introduced as weeds of certain crops (archeophytes).

Traditionally, weed species have been seen as an “enemy” by farmers because of their potential to affect crop yields. Between 8,000 and 10,000 species worldwide are considered weeds (about 250 in Catalonia), but not all of them have the same ability to damage crops; only 300 species have been found to be really harmful (Masalles, 2008). However, direct or indirect weed control is one of the major tasks in agricultural management in order to reduce their competition with crops, although these agricultural practices can sometimes have opposite results, as in the case of the increasing herbicide-resistant weed populations resulting from highly intensive weed control by means of herbicides (Figure 2).

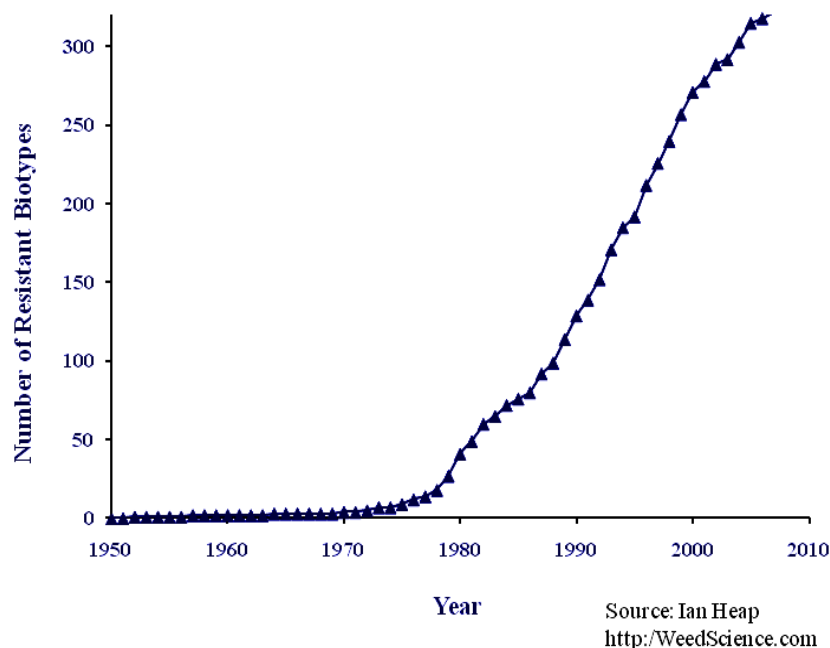


Figure 2. Increasing number of herbicide-resistant biotypes over time.

Although weed species are adapted to management practices, intensive cropping measures have been detrimental to weed communities, since they are reducing weed abundance and diversity. This is especially true for segetal species, while other weeds, among them some grasses (for instance *Lolium rigidum* Gaudin and *Avena sterilis* L.), have become more abundant (Masalles, 2008). A decline in arable weed populations as a consequence of agricultural intensification over the past decades has been reported in Finland (Erviö & Salonen, 1987), Germany (Albrecht, 1995), Denmark (Andreasen *et al.*, 1996), United Kingdom (Robinson & Sutherland, 2002) and also in Catalonia (Chamorro *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2008a). This decline in weed diversity, as well as changes in weed species composition, have been attributed to herbicide applications (Albrecht, 1995; Andreasen *et al.*, 1996; Robinson & Sutherland, 2002), the use of synthetic fertilisers and a higher competitiveness of crops due to an increase in nitrogen fertilisation (Pyšek & Lepš, 1991), simplification of crop rotations (Stevenson *et al.*, 1997; Hyvönen & Salonen, 2002), highly intensive ploughing (Mas & Verdú, 2003) and the use of commercial seeds and improvements in seed-cleaning techniques (Firbank, 1988).

The decline of arable weed diversity in agro-ecosystems is a matter of great concern because of its key role in supporting biodiversity at higher trophic levels. For instance, they constitute the base of the food chain for farmland birds (Taylor *et al.*, 2006), feed phytophagous insects (Marshall *et al.*, 2003), provide a habitat for predators (Holland *et al.*, 2004) and an additional source of nectar and pollen for pollinating insects (Pywell *et al.*, 2005). Accordingly, more in-depth knowledge of all biotic and abiotic factors that may have an influence on arable weed species is needed, in order to develop mechanisms to counteract the increasing loss of weed diversity.

Weed vegetation in arable land is a widespread and highly dynamic vegetation type (Lososová & Cimalová, 2009), capable of swiftly responding to different conditions. The species richness and composition of a plant community is affected by multiple factors, making it difficult to evaluate their relative importance (Pyšek & Lepš, 1991). Nevertheless, it is widely accepted that species diversity and composition are influenced by regional diversity (Ricklefs, 1987; Zobel, 1997), but locally unique events or circumstances could profoundly affect the local weed community structure (Ricklefs, 1987). Accordingly, abiotic conditions like climate and soil properties (Andersson & Milberg 1998; Andreasen *et al.*, 1991; Dale *et al.*, 1992; Erviö *et al.*, 1994; Hallgren *et al.*, 1999; Lososová *et al.*, 2004; Pyšek *et al.*, 2005; Walter *et al.*, 2002), biotic factors such as the interference between weeds and crops (Spitters

& van den Bergh, 1982), agricultural practices (Andersson & Milberg, 1998; Hyvönen & Salonen 2002; Hyvönen *et al.*, 2005; McCloskey *et al.*, 1996; Pyšek & Lepš, 1991) or the landscape context (Boutin *et al.*, 2008; Roschewitz *et al.*, 2005b) are the main factors that play a role in building up weed communities. The present thesis analyses the effects of agricultural intensification at the local (field or farm) and the landscape scale, as well as the effect of the increase in abundance of some weed species on weed diversity in dryland cereal fields.

2.3. Study site

The present thesis focuses on the study of arable weed vegetation in dryland cereal fields. Cereal crops in Catalonia cover a major part of the total farmland (Figure 3) and are one of the most important crops in terms of crop production. Cereal crops are a key element of the landscape because of the large area they cover. The assessment of the consequences of agricultural intensification on these crops is therefore crucial, since their management plays an important role from the standpoint of both biodiversity and soil conservation. Moreover, most of the research in Europe on the effect of agricultural intensification and the factors that could influence weed diversity has been carried out in temperate and humid climates and scarce information is available as yet under Mediterranean conditions. Low rainfall and year-to-year variation in water availability are important factors that could alter the competitive interactions among plants (Liancourt *et al.*, 2005) and select a particular characteristic weed

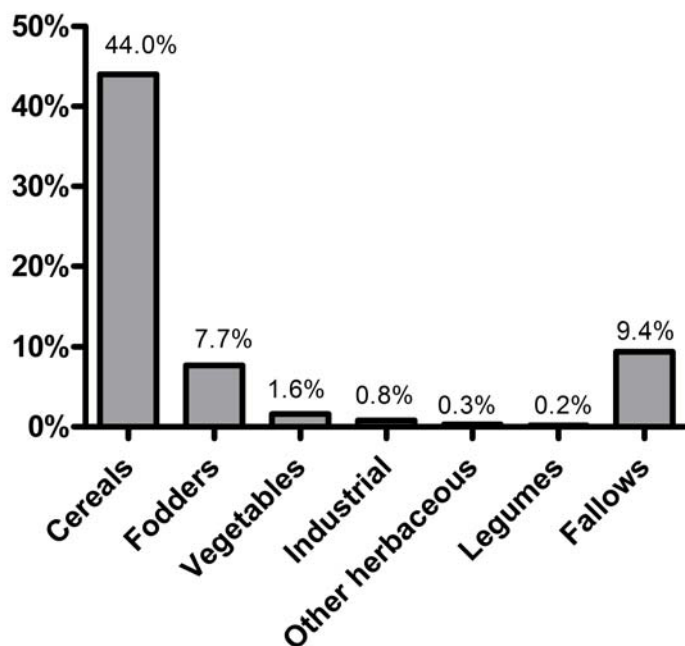


Figure 3. Percentage of agricultural area under arable crops in Catalonia in 2008. Source: DAR, 2009.

flora (Guillerm & Maillet, 1982). Accordingly, our studies will help to improve our knowledge about Mediterranean agro-ecosystems.

To fulfil these objectives, we performed several experiments in central Catalonia between 2006 and 2007. The studied area covered approximately 100 km by 50 km, extending from 1° 05' to 2° 05' E and from 41° 24' to 42° 05' N, and included 18 localities along a gradient of landscape complexity (Figure 4). The climate was Mediterranean, with mean annual precipitation and temperatures ranging from 400 mm to 850 mm, and from 11°C to 14°C, respectively (Ninyerola *et al.*, 2005).

The vegetation of the studied area is a mosaic of arable land, woodlands, shrublands and grasslands, intermingled with human and industrial settlements and streams and brooks. In general, woodlands cover areas that are less suitable for agriculture, and are dominated by pines (*Pinus halepensis* Mill., *P. sylvestris* L. and *P. nigra* Arnold), holms (*Quercus ilex* L.), and oaks (*Quercus* spp.). Shrublands and perennial natural grasslands are frequent in field boundaries and also in open areas. The major crops are barley (*Hordeum vulgare* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.), and to a lesser extent oat (*Avena sativa* L.) and spelt (*Triticum aestivum* L. ssp. *spelta* L.). Other important dryland crops are rapeseed (*Brassica rapa* L. ssp. *oleifera* L.), grapes (*Vitis vinifera* L.), almonds (*Prunus dulcis* (Mill.) D.A. Webb) and olives

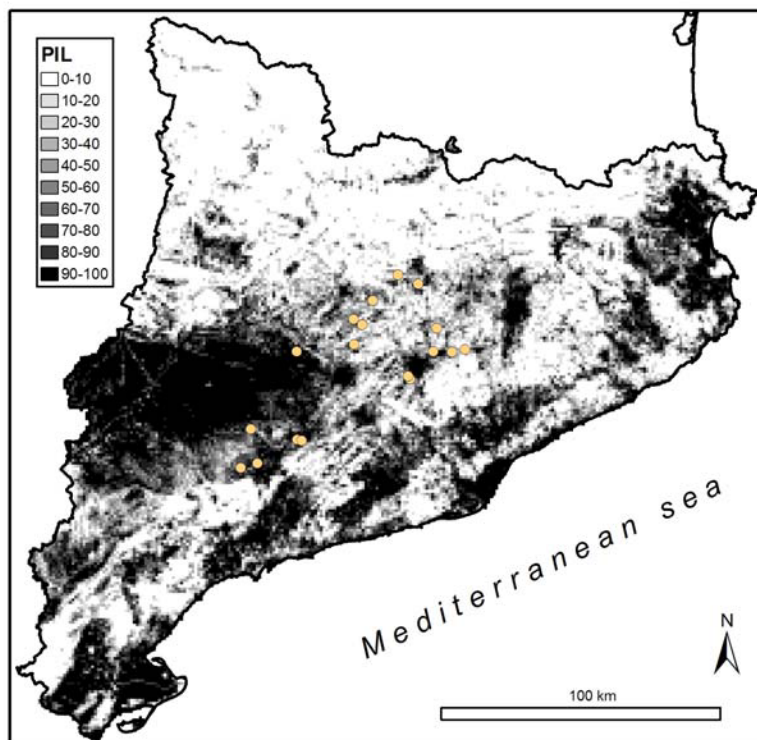


Figure 4. Location of the studied localities in Catalonia. The grey scale (pixels 1km by 1km) refers to the percentage of arable land and human settlements (PIL, Percentage cover of Intensive Land-use). Figure by Laura José María and Albert Ferré.

(*Olea europaea* L. var. *europaea* L.). Weed communities in the studied area are dominated by annual plants, and *Lolium rigidum* Gaudin (annual ryegrass), *Avena sterilis* L. (wild oat), *Polygonum aviculare* L. (common knotgrass), *Polygonum convolvulus* L. (wild buckwheat), and *Papaver rhoeas* L. (corn poppy) were among the more frequent and abundant weeds.

2.4. Experimental approach

The selection of the studied localities was based on two requirements: the presence of close organic and conventional farms and different landscape structure between localities. Applying both requirements, we obtained a gradient in land-use intensity and in landscape complexity, which ranged from 25.2 % to 99.2 % of agricultural land and human settlements in a sector of 1 km radius around each field (Figure 5). While simple landscapes were dominated by arable land, with dryland winter barley and wheat as the main crops; woodlands, shrublands and perennial natural grasslands appeared intermingled with arable land in complex landscapes.

In each locality, an organic and a conventional field were selected. Conventional fields were mainly cultivated with cereal monoculture, while organic fields relied on more or less complex rotations of cereals with legumes or fodders. In order to minimise differences between fields within a locality and between fields of different localities and to ease their

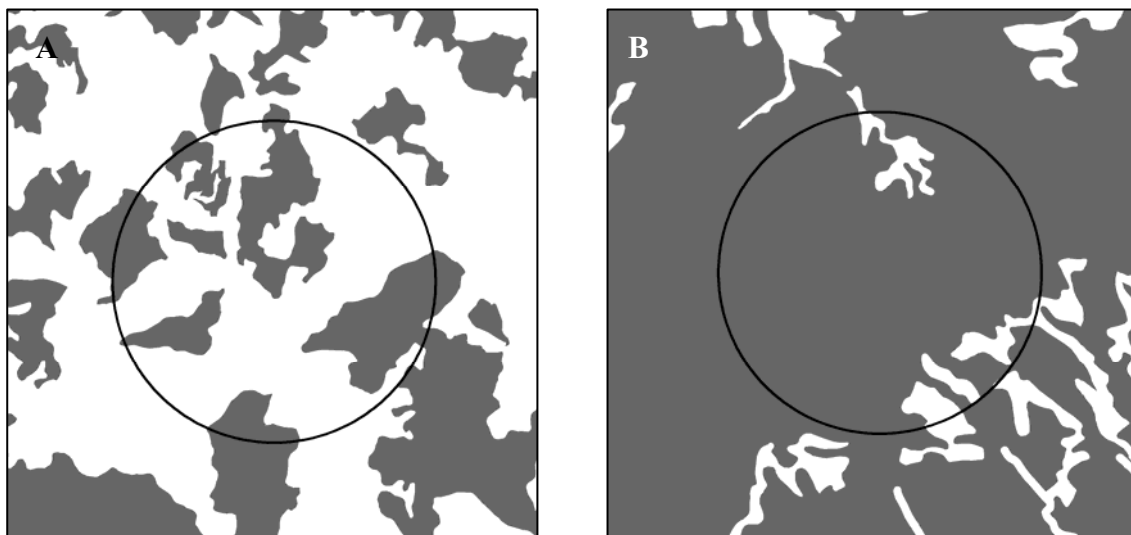


Figure 5. Circular sectors of 1 km radius centred on the studied field in two contrasted landscapes: A) complex landscape (Casserres, el Berguedà) with high percentage of natural habitats (in white); and B) simple landscape (Les Piles, la Conca de Barberà), with high percentage of arable land and human settlements (PIL, Percentage cover of Intensive Land-use) (in grey).

comparison, the selected fields: (1) were cultivated with winter wheat or barley, (2) had similar area, perimeter and shape, to avoid correlations with the landscape structure, (3) organic fields had to be organically managed at least since 2001 (median = 1996) and (4) organic and conventional fields had to be close but not adjacent to avoid detrimental effects in organic fields of some neighbouring agricultural practices, such as pesticide applications.

The experimental approach and material and methods of each study are thoroughly explained in the chapters. Overall, to characterise land-use intensity of agricultural practices and to develop a land-use intensity index (*Chapter 2*), 36 farmers (18 organic and 18 conventional farmers) were interviewed to get knowledge of agricultural practices performed in each field for the last five years. In 11 field pairs, four 7 m × 7 m blocks in the centre of each field and at least 10 m away from the field edge were randomly placed. In each block, three 2 m × 2 m quadrats 3 m apart were delimited. In one plot, weeds were controlled, by means of herbicides in the conventional fields and by harrowing in the organic ones, while weed control was not performed in the other plot. The third plot of each block was used for the seedbank sampling. The analysis of weed species richness was performed by means of floristic surveys before crop harvest and the seedbank was sampled just after cereal sowing. The nomenclature follows that of de Bolòs *et al.* (2005). Data about species richness of the surveys and of the seedbank was analysed in *Chapter 3* to evaluate the effects of land-use intensity and landscape complexity on weed species richness. Moreover, weed species richness data of the surveys was used to analyse the suitability of the land-use intensity index as predictor of weed species richness (*Chapter 2*) and to compare spatial diversity components in different biomes, as a similar survey was performed in Lower Saxony (North-Germany) (*Chapter 1*). Finally, the effect of annual raygrass (*Lolium rigidum*) and wild oat (*Avena sterilis*), native invader weeds, on crop yield and resident arable weeds was performed in two fields, one organic and one conventional field (*Chapter 4*).

OBJECTIUS

1. Objectius

1.1. Objectius generals

La finalitat d'aquesta Tesi doctoral és estudiar el patró espacial de la diversitat de la flora arvense dels conreus de cereals de secà ecològics i convencionals a Catalunya i avaluar l'efecte de la intensificació agrícola (a escala de parcel·la i de paisatge) i la incidència de les espècies arvenses invasores (*Lolium rigidum* Gaudin i *Avena sterilis* L.) sobre la diversitat de la flora arvense. L'estudi s'ha realitzat des de diferents aproximacions, les quals s'enumeren a continuació:

a) Comparació del patró espacial de la diversitat de la flora arvense dels conreus de cereals de secà ecològics i convencionals de dues regions bioclimàtiques diferents, Catalunya i la Baixa Saxònia (nord d'Alemanya), mitjançant l'anàlisi de la riquesa florística total i dels diferents tipus morfològics i funcionals (dicotiledònies, lleguminoses i gramínies) (*Capítol 1*).

b) Desenvolupament d'un índex per tal d'avaluar la intensitat de les pràctiques agrícoles i els seus efectes sobre la diversitat de les comunitats arvenses dels conreus de cereals de secà a la regió mediterrània. Atès que la intensificació agrícola a escala de parcel·la i de paisatge s'han produït de forma simultània, s'ha seleccionat un índex que no es correlaciona amb les característiques del paisatge per evitar interpretacions ambigües. L'estudi s'ha basat en l'exhaustiu coneixement de les pràctiques agrícoles de parcel·les de camps de cereals d'hivern ecològics i convencionals, la caracterització de la complexitat del paisatge i la riquesa florística de les comunitats arvenses del centre de les parcel·les seleccionades (*Capítol 2*).

c) Avaluació de la importància relativa de la intensitat de les pràctiques agrícoles i de la complexitat del paisatge sobre la riquesa florística de les comunitats arvenses dels conreus de cereals de secà de la regió mediterrània. Amb aquesta finalitat, es va analitzar la riquesa florística de la vegetació arvense establerta i del banc de llavors del sòl al centre de camps de cereals d'hivern ecològics i convencionals, situats en un gradient de complexitat del paisatge. L'efecte del control químic o mecànic, als conreus convencionals i ecològics respectivament, sobre la flora arvense es va avaluar per tal de destriar la seva influència de l'efecte de la intensificació de la gestió i de la complexitat del paisatge (*Capítol 3*).

Objectius

d) Avaluació de l'establiment i del creixement de dues espècies arvenses nadiues invasores dels conreus de blat d'hivern, *A. sterilis* i *L. rigidum*, en relació al tipus de gestió (ecològica i convencional) i anàlisi del seu efecte sobre la producció de blat i sobre l'abundància i la diversitat de la flora arvense. L'estudi també avalua l'efecte de la invasió sobre la persistència de dues espècies segetals rares i amenaçades, *Agrostemma githago* L. i *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert (*Capítol 4*).

1.2. Objectius específics

A continuació es detallen els objectius específics per cadascun dels capítols:

Capítol 1:

(i) Estudiar la diversitat de les comunitats arvenses dels conreus de cereal de dues regions bioclimàtiques europees (Catalunya i la Baixa Saxònia) i avaluar els components espacials de la diversitat (α , β i γ) a escala de finca i de regió.

(ii) Comparar els components de la diversitat d'espècies arvenses dels conreus de cereal gestionats de manera ecològica i convencional a Catalunya i a la Baixa Saxònia, i analitzar els patrons de diversitat funcional, avaluada a partir de diferents tipus morfològics (dicotiledònies, lleguminoses i gramínies).

(iii) Avaluar la importància relativa de cadascun dels components de la diversitat en relació a la riquesa d'espècies total per tal de determinar quina és l'escala més adequada per dur a terme mesures de conservació de la flora arvense.

(iv) Avaluar la influència de les pràctiques agrícoles en l'estructura morfològica i funcional de les comunitats arvenses.

Capítol 2:

(i) Avaluar la intensitat de les pràctiques agrícoles dels conreus de cereals ecològics i convencionals per tal de caracteritzar la heterogeneïtat de cada sistema de gestió i conèixer si la gestió convencional és més intensa que l'ecològica.

(ii) Avaluar la relació entre la intensitat de les pràctiques agrícoles i la diversitat de la flora arvense.

(iii) Analitzar la relació entre la intensificació de les pràctiques agrícoles a escala de parcel·la i la intensificació del paisatge.

Capítol 3:

(i) Seleccionar un indicador per avaluar la intensitat de la gestió agrícola independent de la complexitat del paisatge.

(ii) Determinar la influència del control de la flora arvense (mecànic en els camps ecològics i químic en els camps convencionals) sobre els efectes que poden tenir la complexitat del paisatge i la intensitat de la gestió sobre la riquesa d'espècies arvenses.

(iii) Avaluar l'efecte de la complexitat del paisatge i la intensitat de la gestió sobre la riquesa del banc de llavors, la vegetació arvense establerta i la riquesa total d'espècies arvenses.

Capítol 4:

(i) Comparar la capacitat d'invasió de *L. rigidum* i *A. sterilis* en els conreus de blat d'hivern ecològics i convencionals.

(ii) Avaluar la resistència a la invasió de cada sistema de gestió.

(iii) Analitzar l'efecte de la invasió sobre la producció de blat, la diversitat i l'abundància de la flora arvense i la persistència d'espècies segetals rares i amenaçades (*Agrostemma githago* i *Vaccaria hispanica*) en relació al tipus gestió.

2. Aims

2.1. General Aims

The present thesis aims to evaluate the spatial distribution pattern of arable weed diversity in Mediterranean dryland cereal fields in Catalonia and the effect of agricultural intensification (at both field and landscape scale) and the presence of native invader weeds on arable weed diversity. The general aims of this study are:

a) To compare the spatial distribution of the arable weed flora of organic and conventional cereal crops in two different bioclimatic regions, Catalonia and Lower Saxony (northern Germany), through the analysis of weed species richness and different growth-forms (forbs, legumes and grasses) (*Chapter 1*).

b) To develop an index to evaluate land-use intensity in organic and conventional fields and its effects on arable weed diversity in dryland cereal fields. This study is based on a thorough knowledge of agricultural practices on pairs of organic and conventional winter cereal fields, on weed species richness in the centre of the selected fields and on the characterisation of the landscape complexity. As landscape complexity and land-use intensity are commonly related, we have developed an index not correlated with landscape features in order to avoid confounding results on their effect on weed species richness (*Chapter 2*).

c) To evaluate the relative importance of land-use intensity and landscape complexity on weed species richness in dryland cereal fields. With this aim, we surveyed aboveground weed vegetation and the soil seedbank of paired organic and conventional winter cereal fields along a gradient of landscape complexity. The effect of weed control (by means of herbicides in conventional fields and weed harrowing in organic fields) was evaluated in order to separate its influence on weed species richness from the effect of land-use intensity and landscape complexity (*Chapter 3*).

d) To assess the establishment and growth of two native invader weeds, *Avena sterilis* L. and *Lolium rigidum* Gaudin, in relation to farming system (organic or conventional) in dryland winter wheat fields and to analyse the effect of their invasion on cereal yield and on resident arable weed diversity. This study also assessed the effect of the invasion on the

Aims

persistence of two rare and threatened arable weeds, *Agrostemma githago* L. i *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert (*Chapter 4*).

2.2. Specific aims

The specific aims for each chapter are described below:

Chapter 1

i) To evaluate weed diversity in dryland cereal fields in Catalonia and Lower Saxony and the spatial components of diversity (α , β and γ) at farm and regional scales.

ii) To compare the weed diversity components of organic and conventional cereal fields in Catalonia and Lower Saxony for all weed species surveyed and for the different growth forms.

iii) To assess the relative importance of each diversity component in relation to total species richness in order to identify the most suitable scale to implement conservation policies.

iv) To evaluate the influence of agricultural practices on functional and morphological composition (i.e. growth forms) of weed communities.

Chapter 2

i) To evaluate land-use intensity in organic and conventional cereal fields in order to characterise the variability in land-use intensity between and within farming systems.

ii) To evaluate the relationship between land-use intensity and weed species richness in organic and conventional dryland cereal fields.

iii) To analyse the relationship between land-use intensity and landscape complexity.

Chapter 3

i) To select an indicator for measuring land-use intensity in organic and conventional cereal fields not correlated with landscape complexity.

ii) To evaluate the influence of weed control (mechanical and chemical in organic and conventional fields, respectively) on the aboveground weed species richness pattern in relation to landscape complexity and land-use intensity.

iii) To evaluate the effect of landscape complexity and land-use intensity on species richness of aboveground weeds, soil seedbank and total plants.

Chapter 4

i) To compare the invasion success of *L. rigidum* and *A. sterilis* in organic and conventional winter wheat fields.

ii) To evaluate the invasion resistance of each farming system.

iii) To analyse the effect of the invasion on winter wheat yield, weed species richness and weed abundance, as well as on the success of *A. githago* and *V. hispanica* in relation to farming system.

CAPÍTOLS

Chapter 1. Assessing weed diversity components in agro-ecosystems: general patterns across biomes

Armengot, L.¹; Flohre, A.²; Fischer, C.²; Thies, C.²; Tschardtke, T.²; Sans, F.X.¹

¹ Departament de Biologia Vegetal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Catalunya (Spain).

² Agroecology, University of Göttingen, Göttingen, Germany

Abstract

1. Agricultural intensification has caused a severe decline in weed species richness and changes in community composition. Both aspects are influenced by multiple factors (soil properties, climate, farming practices, etc.), operating at different spatial scales. Therefore, knowledge about the spatial components is required in order to determine the adequate spatial scale for species conservation strategies.

2. This study assessed weed diversity components (α , β and γ) of cereal crops for all weeds and for different growth-forms (forbs, legumes, grasses) at two spatial scales: farm level (within farms) and regional level (between farms). We surveyed weed species richness of organic and conventional farms in two countries, one with a Mediterranean climate (Spain) and the other with an oceanic climate (Germany). We analysed the effect of agricultural practices shaping species richness and composition as well as testing whether or not weed diversity components follow similar patterns in both countries.

3. Community composition turned out to be different between the two countries. However, the farming system influenced differentially the presence and the abundance of the different growth-forms, which has led to some convergences in community structure in both countries.

4. The farming system had a big effect on all diversity components, with higher values under organic management for all weed species and for the different growth-forms. β_{region} , the heterogeneity in weed species composition between farms, was found to be the diversity component that made the biggest contribution to the total observed species richness in both farming systems. These results were consistent in both countries, given that no differences could be found between them.

5. *Synthesis and applications.* Our study highlighted that the spatial distribution of organic farms across the farmland is a crucial issue to weed species conservation. The common pattern in weed diversity components in regions differing in weed flora and climate, make clear that; regardless of the country, efforts should be focused on stimulating the conversion to organic farming, mainly in those areas where it could be more difficult, in order to create an extensive and well spatially distributed matrix of organic farms.

Keywords: additive partitioning, cereal crops, community composition, Mediterranean region, organic farming, weed species richness.

1. Introduction

High-intensive agricultural practices over time have caused severe ecological problems (Matson *et al.*, 1997; Stoate *et al.*, 2001; Tilman *et al.*, 2002). Among them, decline of arable weed diversity is a matter of great concern because of its key role supporting biological diversity within agro-ecosystems (Marshall *et al.*, 2003; Taylor *et al.*, 2006; Franke *et al.*, 2009). Agricultural land holds a large proportion of diversity compared to other areas (Pimentel *et al.*, 1992) and it constitutes the single largest habitat in Europe (Donald *et al.*, 2006). Accordingly, conservation efforts in this habitat become a crucial issue. Measures such as organic farming have been promoted to reverse the current diversity decrease. However, despite its positive effects on weed diversity (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005; Hyvönen *et al.*, 2005), the adoption of this alternative management is still scarce (total area of organic farming relative to non-organic 4.3 %; European Communities, 2009).

Weed vegetation of arable lands, consisting predominantly of annual plants, is a widespread and highly dynamic vegetation type (Lososová & Cimalová, 2009), which is capable of a fast response to ever changing conditions. Species richness and composition of a plant community is affected by multiple factors, which make it difficult to evaluate their relative importance (Pyšek & Lepš, 1991). Nevertheless, it is widely accepted that both are influenced by the regional diversity and by local characteristics or circumstances (Ricklefs, 1987; Zobel, 1997), such as climate or soil properties (Andreasen *et al.*, 1991; Dale *et al.*, 1992; Lososová *et al.*, 2004; Pyšek *et al.*, 2005). Apart from that, farming practices (crop rotations, use of synthetic fertilisers and herbicides, etc.) are one of the main factors that build up weed communities (Pyšek & Lepš, 1991; McCloskey *et al.*, 1996; Andersson & Milberg, 1998; Hyvönen & Salonen, 2002; Hyvönen *et al.*, 2005). For instance, different sensitivity to farming intensity could affect differentially the presence and abundance of forbs, legumes and grasses (Moreby *et al.*, 1994; Rydberg & Milberg, 2000; Romero *et al.*, 2008a).

The aforementioned factors operate at both local and regional spatial scales (Ricklefs, 1987; Huston, 1999; Collins *et al.*, 2002), and therefore are unable to be analysed with an α -diversity analysis alone (Weiher & Howe, 2003). Hence, knowledge about the spatial components is essential in order to understand the determinants of diversity and weed community's composition (Clough *et al.*, 2007) as well as identifying the scale that contributes more to a region's total diversity (Gabriel *et al.*, 2006), which provide unique information enabling us to determine the adequate spatial scale for species conservation

strategies (Gering *et al.*, 2003). The additive partitioning approach of diversity has been widely used for different taxa in studies addressing the effect of the spatial scale (Wagner *et al.*, 2000; Roschewitz *et al.*, 2005b; Gabriel *et al.*, 2006; Clough *et al.*, 2007; Klimek *et al.*, 2008). Total species richness for a given study site (γ -diversity) can be partitioned into α -diversity (the average species number that thrive in a sampling unit) and β -diversity (the difference between γ and α -diversity), which is a measure of the heterogeneity of the samples. This method allows direct comparison between diversity components because they are expressed in the same units and it can be applied at any spatial scale (Veech *et al.*, 2002).

While there is a considerable amount of knowledge covering weed diversity components in central Europe (Roschewitz *et al.*, 2005b; Gabriel *et al.*, 2006; Clough *et al.*, 2007), there is still not enough information available in the Mediterranean region. Therefore, in this study we aimed to test whether diversity components at different spatial scales follow similar patterns in both regions, where we expected to find differences in weed species composition due to geographical distance (Nekola & White, 1999) as well as different climatic conditions. These patterns were analysed under contrasting farming systems (organic and conventional farming) for all found weeds and separately for the different growth-forms (forbs, legumes and grasses). We evaluated the importance of farming practices shaping weed communities and discussed the role of organic farming and the spatial scale for an appropriate conservation management of weed diversity in agricultural landscapes.

2. Material and methods

2.1. Study site and sampling design

The study was conducted in two different agricultural cereal areas, one in Central Catalonia (north-eastern Spain) and the other in Lower Saxony (north Germany). We selected 11 localities in Catalonia (upper and lower limits: 41° 41' - 42° 03' N; 1° 45' - 2° 06' E) and 15 localities in Lower Saxony (51° 52' - 51° 23' N; 9° 32' - 10° 10' E). Both studied sites covered similar areas (70 km × 40 km and 50 km × 50 km in Catalonia and Lower Saxony, respectively) and included both complex and simple agricultural landscapes (mean percentage of arable land ± SE within 1 km around the centre of each locality: 54.5 ± 7.4 % in Catalonia and 56.6 ± 3.7 % in Lower Saxony). Climate was Mediterranean in Catalonia, with mean annual precipitation of 630 mm (min = 460 mm, max = 735 mm) and mean annual temperatures of 12.5°C (min = 11.5°C, max = 13.5°C) (Ninyerola *et al.*, 2005). Mean

elevation was 537 m (min = 420 m, max = 715 m). In Lower Saxony, climate was oceanic, with mean annual precipitation of 722 (min = 550 mm, max = 1013 mm) and mean annual temperatures of 9.6°C (min = 9.1°C, max = 10.1°C). Mean altitude was 216 m (min = 111 m, max = 337 m).

In each locality we selected two close cereal farms, one organic and the other conventional. Organic farms were managed according to the European Union Regulation 2092/91/EEC, which prohibits the use of synthetic fertilizers and pesticides. Besides, conventional farmers applied herbicide treatments annually and fertilized chemically. In each farm, we raised a floristic survey before the crop harvest in four 2 m × 2 m plots in Catalonia and in fifteen 2 m × 2 m plots in Lower Saxony in order to evaluate weed species richness within each farm. We surveyed from 1 to 5 cereal (wheat or barley) fields per farm, depending on the availability of cereal fields in each farm. Plots were randomly placed in the centre of the fields, at least 10 m from the field's edge. When it was necessary to place two or more plots in the same field, they were well distributed over the entire field according to the field's area.

2.2. Weed community composition

Sørensen's similarity coefficient (Sørensen, 1948) was performed to compare species composition of weed communities in both countries, as well as between farming systems. It was calculated by $S_s = (2 \times C) / (A + B)$, where A and B are the species numbers in sample A and B, respectively, and C is the number of species shared by both samples. This coefficient ranges between 0 and 1, with 1 indicating the same species composition in both samples. For each farming system, we also calculated the percentage of presence of each species in relation to the total farms surveyed.

2.3. Additive partitioning of species richness

We used the additive partitioning method (Allan, 1975; Lande, 1996) to partition weed species richness of each country and each farming system into its diversity components at two spatial scales (at farm and at region level), such that $\gamma = \alpha + \beta$. We partitioned total species richness of each country (γ_{region}) into α_{farm} (mean number of species found per plot in a farm), β_{farm} (difference between γ_{farm} and α_{farm}) and β_{region} (difference between γ_{region} and mean number of species found per farm). Therefore, the total observed species richness of each country (γ_{region}) was the sum of α_{farm} , β_{farm} and β_{region} . We repeated the entire procedure for the

comparison of different growth-forms: forbs (excluding legumes), grasses and legumes. To make clear the comparison between farming systems and countries, we calculated the relative contribution of α_{farm} , β_{farm} , β_{region} and γ_{region} to total observed weed species richness. In order to minimize any differences due to the different sampling effort and to allow the direct comparison between countries, we performed a permutation analysis. Lower Saxony data with 15 plots per farm was randomly resampled without replacement in groups of four surveys. The average of 1000 permutations was used to compute all diversity components.

2.4. Statistical analysis

The effect of the farming system and country on diversity components at farm level (α_{farm} , β_{farm} and γ_{farm}) was analysed for all weed species and for the different growth-forms using mixed models. Mixed models account for random effects and nested sampling designs; we considered each locality (with one organic and one conventional farm) as a block where the departure from the average model can be considered a random effect. Orthogonal contrasts were fixed a priori in order to compare the different levels of the farming system and country factors (conventional versus organic and Catalonia versus Lower Saxony, respectively). The adequacy of the models was assessed through normality and unbiasedness of residuals, and through the model's predictive capacity. Variables were log- or square-root transformed when required in order to meet normality requirements. We carried out the statistical analysis under R 2.7.1 (R Development Core Team, 2008) using the package "lme4" (Bates *et al.*, 2008) for mixed models and "languageR" to evaluating *P*-values (Baayen, 2008).

3. Results

3.1. Weed community overview

Overall, we surveyed 136 weed species, 76 in Catalonia and 77 in Lower Saxony (almost 64 species were obtained in the permutational analysis in Lower Saxony). Weed species richness was higher in the organic farms and forbs were the predominant growth-form in both countries (Table 1.1). It is worth highlighting the low presence of legumes under

Diversity	Catalonia (n = 4)		Lower Saxony (n = 4)		Catalonia (n = 4)		Lower Saxony (n = 15)		Lower Saxony (n = 4)	
	Lower Saxony (n = 15)	Lower Saxony (n = 4)	Organic	Conventional	Organic	Conventional	Organic	Conventional	Organic	Conventional
All weeds	76	77	71	34	70	48	57.39	38.86	57.39	38.86
Forbs†	60	52	55	30	50	33	41.17	27.49	41.17	27.49
Legumes	9	10	9	1	9	3	7.51	3.04	7.51	3.04
Grasses	7	15	7	3	11	12	8.97	8.62	8.97	8.62

Table 1.1. Total species richness in Catalonia and Lower Saxony for all weeds and for the different growth-forms under organic and conventional practices. Data with 4 replicates per farm in Lower Saxony was generated resampling without replacement in groups of 4 the 15 replicates per farm. The mean of 1000 permutations per farm is shown. n = number of replicates per farm. †Legumes are excluded.

Catalonia			Lower Saxony		
	CON (%)	ORG (%)		CON (%)	ORG (%)
Grasses			Grasses		
<i>Avena sterilis</i> L.	45.5	54.5	<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	33.3	73.3
<i>Bromus diandrus</i> Roth	18.5	36.4	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	6.7	-
<i>Bromus sterilis</i> L.	-	9.1	<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	53.3	86.7
<i>Hordeum murinum</i> L.	-	9.1	<i>Avena fatua</i> L.	6.7	13.3
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	81.8	81.8	<i>Avena sativa</i> L.	6.7	6.7
<i>Poa annua</i> L.	-	9.1	<i>Bromus secalinus</i> L.	6.7	-
<i>Poa pratensis</i> L.	-	9.1	<i>Dactylis glomerata</i> L.	-	20
Legumes			Legumes		
<i>Medicago lupulina</i> L.	-	9.1	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	13.3	40
<i>Medicago polymorpha</i> L.	18.2	63.6	<i>Festuca pratensis</i> Hudson	6.7	-
<i>Medicago sativa</i> L.	-	27.3	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	6.7	13.3
<i>Medicago</i> sp.	-	18.2	<i>Lolium perenne</i> L.	26.7	46.7
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	-	9.1	<i>Phleum pratense</i> L.	-	26.7
<i>Vicia ervilia</i> (L.) Willd.	-	18.2	<i>Poa annua</i> L.	6.7	-
<i>Vicia sativa</i> L.	-	27.3	<i>Poa pratensis</i> L.	-	6.7
<i>Vicia villosa</i> Roth	-	9.1	<i>Poa trivialis</i> L.	40	80.0
<i>Vicia</i> sp.	-	9.1	Legumes		
Forbs			Legumes		
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	-	9.1	<i>Medicago lupulina</i> L.	-	13.3
<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.	9.1	36.4	<i>Medicago sativa</i> L.	-	33.3
<i>Anagallis arvensis</i> L.	9.1	45.5	<i>Trifolium arvense</i> L.	-	6.7
<i>Anthemis cotula</i> L.	-	18.2	<i>Trifolium pratense</i> L.	-	46.7
<i>Asperugo procumbens</i> L.	9.1	9.1	<i>Trifolium repens</i> L.	-	20
<i>Bifora testiculata</i> (L.) Roth	-	9.1	<i>Trifolium</i> sp.	-	40
<i>Calendula officinalis</i> L.	-	9.1	<i>Vicia cracca</i> L.	6.7	33.3
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	9.1	63.6	<i>Vicia faba</i> L.	-	13.3
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	-	9.1	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	26.7	73.3
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	-	9.1	<i>Vicia</i> sp.	13.3	-
<i>Chenopodium album</i> L.	9.1	9.1	Forbs		
<i>Chenopodium</i> sp.	9.1	45.5	<i>Acer</i> sp.	6.7	20
<i>Chenopodium vulvaria</i> L.	-	27.3	<i>Achillea millefolium</i> L.	-	6.7
<i>Chondrilla juncea</i> L.	-	18.2	<i>Anagallis arvensis</i> L.	0	6.7
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scoop.	-	9.1	<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	0	6.7
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	9.1	45.5	<i>Aristolochia macrophylla</i> Lam.	0	6.7
<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) Koch	-	9.1	<i>Atriplex patula</i> L.	0	20
<i>Crepis sancta</i> (L.) Bornm.	-	18.2	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	6.7	66.7
<i>Diplotaxis eruroides</i> (L.) DC.	-	36.4	<i>Centaurea cyanus</i> L.	13.3	33.3
<i>Erophila verna</i> (L.) F. Chev.	-	9.1	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scoop.	60	100
<i>Eruca vesicaria</i> (L.) Cav.	-	9.1	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	6.7	13.3
<i>Erucastrum</i>			<i>Daucus carota</i> L.	6.7	6.7
<i>nasturtiifolium</i> (Poir.) O.E. Schulz	-	9.1	<i>Euphorbia exigua</i> L.	-	6.7
<i>Euphorbia serrata</i> L.	-	9.1	<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	6.7	20
<i>Filago pyramidata</i> L.	-	18.2	<i>Euphorbia peplus</i> L.	6.7	-
<i>Fumaria officinalis</i> L.	54.5	63.6	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin) S. F. Blake	-	6.7
<i>Fumaria parviflora</i> Lam.	9.1	-	<i>Galium aparine</i> L.	60	93.3
<i>Galium aparine</i> L.	27.3	27.3	<i>Geranium pusillum</i> Burm.	6.7	53.3
<i>Galium tricornutum</i> Dandy	9.1	45.5	<i>Geranium rotundifolium</i> L.	6.7	26.7
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	-	9.1	<i>Geranium</i> sp.	6.7	20
<i>Herniaria hirsuta</i> L.	18.2	9.1	<i>Lamium maculatum</i> L.	-	6.7
<i>Hypocoum procumbens</i> L.	-	18.2	<i>Lamium purpureum</i> L.	20	6.7
<i>Kicsia spuria</i> (L.) Dumort.	-	18.2	<i>Lamium</i> sp.	-	13.3
			<i>Lapsana communis</i> L.	6.7	60
			<i>Matricaria perforata</i> Mérat	40	100

(Continued on next page)

<i>Lactuca serriola</i> L.	-	27.3	<i>Matricaria recutita</i> L.	6.7	80
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	9.1	36.4	<i>Mentha arvensis</i> L.	-	6.7
<i>Matricaria recutita</i> L.	18.2	18.2	<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill	20	93.3
<i>Papaver hybridum</i> L.	9.1	36.4	<i>Myosoton aquaticum</i> L.	-	6.7
<i>Papaver rhoeas</i> L.	36.4	90.9	<i>Papaver rhoeas</i> L.	26.7	80
<i>Polygonum aviculare</i> L.	63.6	90.9	<i>Plantago media</i> L.	-	6.7
<i>Polygonum convolvulus</i> L.	9.1	54.5	<i>Polygonum aviculare</i> L.	33.3	46.7
<i>Prunus dulcis</i> (Mill.) D.A. Webb	9.1	-	<i>Polygonum convolvulus</i> L.	26.7	100
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	-	9.1	<i>Potentilla</i> sp.	33.3	60
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	-	9.1	<i>Ranunculus repens</i> L.	-	6.7
<i>Reseda phyteuma</i> L.	9.1	18.2	<i>Rumex crispus</i> L.	-	73.3
<i>Rumex crispus</i> L.	-	9.1	<i>Silene</i> sp.	6.7	-
<i>Rumex</i> sp.	-	9.1	<i>Sinapis arvensis</i> L.	13.3	40
<i>Scandix pecten-veneris</i> L.	9.1	18.2	<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.	-	40
<i>Senecio vulgaris</i> L.	9.1	-	<i>Solanum tuberosum</i> L.	6.7	26.7
<i>Sherardia arvensis</i> L.	-	9.1	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	-	33.3
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	-	18.2	<i>Stachys palustris</i> L.	-	6.7
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	9.1	-	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	46.7	93.3
<i>Sonchus</i> sp.	18.2	36.4	<i>Taraxacum officinale</i> Weber in Wiggers	13.3	40
<i>Stachys arvensis</i> L.	9.1	-	<i>Thlaspi arvense</i> L.	-	53.3
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	9.1	18.2	<i>Urtica dioica</i> L.	-	6.7
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	9.1	-	<i>Veronica agrestis</i> L.	6.7	13.3
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	-	9.1	<i>Veronica arvensis</i> L.	6.7	46.7
<i>Verbena officinalis</i> L.	-	9.1	<i>Veronica polita</i> Fr.	26.7	60.0
<i>Veronica hederifolia</i> L.	45.5	45.5	<i>Veronica</i> sp.	46.7	53.3
<i>Veronica persica</i> Poirlet in Lam	9.1	36.4	<i>Viola tricolor</i> L.	53.4	80.0
<i>Veronica polita</i> Fr.	-	18.2	<i>Viola</i> sp.	-	6.7
<i>Viola tricolor</i> L.	9.1	18.2	† <i>Equisetum arvense</i> L.	33.3	40

Table 1.2. List of species found and frequency (%) in relation to the total number of organic and conventional farms surveyed in Catalonia and Lower Saxony. Species in bold (18) appeared in both countries. Nomenclature follows that of de Bolòs *et al.* (2005); Wisskirchen & Haeupler (1998) was followed when species did not appear in de Bolòs *et al.* † Monilophyta.

conventional management in both countries. All the species found and their percentages of presence are listed in Table 1.2. Forty-two and 33 weed species were found exclusively under organic management in Catalonia and Lower Saxony, respectively, whereas 6 weed species in Catalonia and 5 in Lower Saxony appeared only in conventional farms. Whereas some weeds were only detected in one or two farms, indicating a high variability in local occurrence, there was a pool of species within each country with high frequency in both organic and conventional farms (Table 1.2). Even though the total number of weed species between countries and the total number of species within each growth-form were similar, only 18 weed species were shared between the two countries. Sørensen similarity coefficient was $S_s = 0.24$ between countries, whereas higher values were found comparing weed communities between the farming system's in the two countries (Catalonia: $S_s = 0.55$ and Lower Saxony: $S_s = 0.64$).

3.2. Additive partitioning of diversity components

At farm level, the analysis of all weed species and of the different growth-forms showed that α_{farm} , β_{farm} , and γ_{farm} were significantly higher under organic management (Table 1.3). Diversity components did not differ between countries, but for the exception of α_{farm} -forbs, with higher values in Catalonia and the higher α_{farm} -grasses in the organic farms of Lower Saxony, as it was shown by the interaction of the farming system \times country (Table 1.3). Focusing on the regional scale, organic farms made the greatest contribution to the total species richness in both countries for all weeds and for all growth-forms (relative contribution of γ_{region} was greater under organic management) (Table 1.4, Figure 1.1). The comparison of the relative contribution of each diversity component to total species richness showed that β_{region} made the greatest contribution, which was consistent for the two farming systems and for both countries (Table 1.4, Figure 1.1).

	α_{farm}	β_{farm}	γ_{farm}
<i>All weeds</i>			
A: farming system	$-3.47 \pm 0.28^{***}$	$-2.38 \pm 0.28^{***}$	$-5.83 \pm 0.50^{***}$
B: country	0.48 ± 0.31	-0.24 ± 0.35	0.23 ± 0.63
A \times B	0.12 ± 0.28	0.30 ± 0.28	0.42 ± 0.51
<i>Forbs†</i>			
A: farming system	$-2.60 \pm 0.22^{***}$	$-1.79 \pm 0.22^{***}$	$-4.39 \pm 0.38^{***}$
B: country	$0.54 \pm 0.28^*$	-0.13 ± 0.30	0.41 ± 0.53
A \times B	-0.04 ± 0.22	0.21 ± 0.22	0.16 ± 0.38
<i>Legumes</i>			
A: farming system	$-0.34 \pm 0.04^{***}$	$-1.45 \pm 0.23^{***}$	$-0.76 \pm 0.10^{***}$
B: country	-0.04 ± 0.05	-0.18 ± 0.25	-0.04 ± 0.11
A \times B	0.02 ± 0.04	-0.00 ± 0.23	0.05 ± 0.10
<i>Grasses</i>			
A: farming system	$-0.45 \pm 0.07^{***}$	$-0.07 \pm 0.04^+$	$-0.20 \pm 0.04^{***}$
B: country	-0.07 ± 0.07	$-0.08 \pm 0.05^+$	-0.06 ± 0.05
A \times B	$0.18 \pm 0.07^*$	0.05 ± 0.04	$0.09 \pm 0.04^+$

Table 1.3. Estimates \pm SE and levels of significance testing the effect of farming system (conventional vs organic) and country (Catalonia vs Lower Saxony) on weed species richness at farm scale. †Legumes are excluded. +: $P < 0.09$; *: $P < 0.05$; ***: $P < 0.001$.

Diversity	Catalonia		Lower Saxony	
	Organic	Conventional	Organic	Conventional
<i>All weeds</i>				
α_{farm}	12.7	4.0	14.3	3.0
+ β_{farm}	9.7	4.4	13.4	5.1
+ β_{region}	69.8	35.8	62.4	52.9
= γ_{region}	92.2	44.2	90.1	61.0
<i>Forbs†</i>				
α_{farm}	12.6	3.8	14.7	3.1
+ β_{farm}	9.2	4.1	14.3	5.3
+ β_{region}	68.4	41.3	64.3	54.0
= γ_{region}	90.2	49.2	93.3	62.9
<i>Legumes</i>				
α_{farm}	10.1	0.5	10.8	0.7
+ β_{farm}	11.1	1.5	11.5	1.4
+ β_{region}	78.8	9.1	71.5	35.9
= γ_{region}	100.0	11.1	93.8	38.0
<i>Grasses</i>				
α_{farm}	17.9	10.1	14.8	4.1
+ β_{farm}	12.0	10.7	11.1	6.9
+ β_{region}	70.1	22.1	49.9	61.7
= γ_{region}	100.0	42.9	75.7	72.7

Table 1.4. Relative contribution (%) of α -diversity at farm level, β -diversity at farm level, β -diversity at a regional level and γ -diversity at a regional level of the total number of observed species richness in Catalonia and Lower Saxony. Data of Lower Saxony was generated from 1000 random subsamples for each farm selecting 4 of the 15 replicates. Catalonia: 76 weed species, 60 forbs, 9 legumes and 7 grasses; Lower Saxony: 63.71 weed species, 44.15 forbs, 8.01 legumes and 11.85 grasses). †Legumes are excluded.

4. Discussion

4.1. Determinants of weed community composition

The comparison of the Catalan and German surveys, as we expected, revealed differences in weed species composition between countries, more than between the farming systems in each country. Hence, the geographical distance, which included, for instance, differences in climate, clearly affected the weed species pool (Table 1.2). Mediterranean climatic conditions, with irregular stormy rainfall and dry and hot summers have selected a particular arable weed flora (Guillerm & Maillet, 1982), which differs from that of humid and temperate climates. However, differences in weed species composition between countries could not be all attributed to this, because farming practices also had an influence on weed

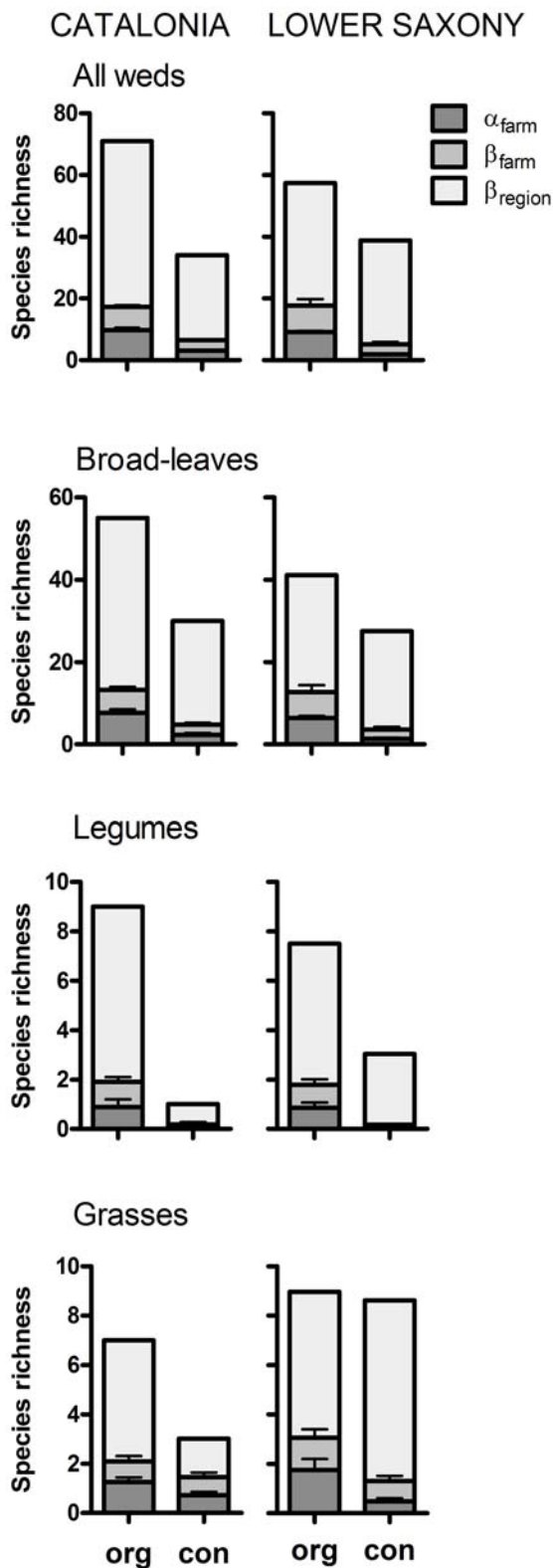


Figure 1.1. Mean \pm SE α and β diversity components of all weed species and all growth-forms under organic and conventional management. The addition of the three bars reveals the total number of weed species (γ_{region}) for each farming system (see text for details).

communities (Fried *et al.*, 2008). For instance, most of the grasses found in Lower Saxony were cultivated species (*Avena sativa*) or frequently used in pastures (*Lolium multiflorum*, *Lolium perenne*, *Alopecurus pratensis*, etc.), which could be related to the higher proportion of pastures within this region (percentage of pastures in relation to total land in 1 km around each farm; Lower Saxony: 14.54 ± 1.33 %, Catalonia: 0.42 ± 0.00 %). Therefore, the larger number of grass species in the studied farms of Lower Saxony could be the result of introducing fodders in the rotational schemes or of the dispersion of seeds from adjacent fields.

Nevertheless, the farming system may have led to some convergences in the weed community structure between countries. Firstly, the low contribution of legumes, especially in conventionally managed farms, was a common occurrence in both countries. According to van Elsen (2000), the cessation of chemical N-fertilization should restore the presence of legumes in organic farming. However, although the number and frequency of legumes in our surveys substantially increased in organic farms, it was closely related to the presence of cultivated species (*Medicago sativa*, *Vicia ervillia*, *Vicia faba*, *Trifolium* sp., etc.), which are

included in the rotational scheme. Secondly, the number of grasses was relatively low compared to the total weed species in both countries. However, they were among the most frequent species in both countries (Table 2). This was in accordance to Daehler (1998), who reported that serious and widespread agricultural weeds are non-randomly distributed among plant families and that Poaceae is the most over-represented family among both serious and widespread weeds. Moreover, in cereal crops, the long term application of herbicides has favoured tolerant and resistant genotypes to herbicide applications (Heap, 1997), such as in the case of *Apera spica-venti* and *Lolium rigidum* (Krzakowa & Adamczewski, 2007; Preston *et al.*, 2009), which often constitute agricultural pests (Melander *et al.*, 2008; Cirujeda & Taberner, 2009).

On the other hand, whereas most of the species with a low percentage presence appeared mainly in the organic farms, within the two countries, there was a pool of species that appeared frequently in both farming systems. These species included ruderal and generalist widespread weeds, some of them resistant and tolerant to herbicides (e.g. *Galium aparine*, *Myosotis arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Stellaria media*, *Polygonum aviculare*, *Viola arvensis*), perennials (e.g. *Cirsium arvense*), or with long-persistent seedbanks (*Polygonum aviculare*). All these features may give them some advantages whilst comparing them to others, resulting in highly successful species which could be broadly represented regardless of the farming system. These overall tolerant forms, which are less affected by high intensive management practices, may become increasingly dominant. The opposite situation may occur to species with sensitive requirements, which are more affected by high intensive agricultural practices (Albrecht, 2003). Consequently, weed communities may suffer a tendency to homogenization (Pyšek & Lepš, 1991; McKinney & Lockwood, 1999) if high intensive farming practices, which do not allow the expression of the local diversity, are still predominant.

4.2. Determinants of diversity components

The farming system had a big impact on weed diversity components in both countries. At farm level, α_{farm} , β_{farm} and γ_{farm} for all weed species and for all growth-forms were higher in organic farms rather than in conventional ones. The lack of herbicides and chemical fertilizers and more complex rotational schemes which enhance higher temporal and spatial heterogeneity, favoured richer plant communities (Benton *et al.*, 2003). The positive effects of

organic farming on weed diversity were even more evident when focusing on a regional scale, where organic farms made the greatest contribution to total species richness.

The comparison of diversity components at both farm and regional scales revealed that β_{region} (the heterogeneity in weed species composition between farms) made, by far, the greatest contribution to the total observed species richness (γ_{region}), compared to α_{farm} and β_{farm} , and it was consistent for all weed species and for legumes, grasses and forbs. The farming system did not modify this pattern and neither did the geographical region, as the same results were obtained in both countries. Environmental heterogeneity at both scales (Loreau, 2000) and different intensity of farming practices between and within organic and conventional farms (Armengot *et al.*, unpublished) are determinants for the presence of some weed species in some localities but not in others. Although this heterogeneity may occur from small up to large scales (Gabriel *et al.*, 2006), our results prove that, for a given region, the effects of the above-mentioned factors were greater at larger scales (greatest contribution of β_{region}).

Similar results were previously recorded for weeds in Germany (Gabriel *et al.*, 2006; Clough *et al.*, 2007). However, our study is the first to point out that this diversity partitioning pattern is constant for different countries. At farm level, we did not find differences in most of the studied diversity components between countries and at a regional level, the relative importance of all diversity components for all weeds and for the different growth-forms follow the same pattern in both countries. Therefore, despite the difficulty to demonstrate the mechanism that regulate the species turnover (β -diversity) (Davidar *et al.*, 2007), given that it is influenced by several factors, we found a general pattern across biomes that, regardless of the farming system or the weed community composition, it highlights the major importance of the large-scale in diversity partitioning.

4.3. Implications for conservation

Our results pointed out that the spatial distribution of organic farms across a given region is a matter of great importance because it favours conservation of arable weed species, and it is especially significant for species that are only present in certain localities. This pattern was seen as being consistent across the two countries with different weed community compositions, which makes it clear that conservation efforts in agricultural landscapes should focus on increasing the total extent of organic farming, creating an extensive as well as a spatial distributed matrix of organic farms. However, most of the current measures launched

in Europe to preserve biodiversity in agro-ecosystems go towards the opposite direction. For instance, agri-environmental schemes are focused at small scales (Whittingham, 2007) (individual fields, field boundaries, etc.) and although they have been applied across all of Europe and under organic and conventional management, the adoption of these measures has not been homogeneously distributed within each country (Fuller *et al.*, 2005). Similarly, the percentage of organic farms is still scarce and, in addition, they are spatially aggregated (Ilbery *et al.*, 1999; Frederiksen & Langer, 2004; Gabriel *et al.*, 2009). Accordingly, policy makers should encourage the conversion into organic farming, and particularly in areas where it could be more difficult due to climatic, socio-economic or cultural factors, in order to spatially distribute organic farms across the farmland.

Acknowledgements

We wish to thank the farmers for their cooperation and the members of the Department of Plant Biology, especially Laura José-María, for field and lab assistance. This research was funded by the Spanish Ministry of Education and Science through a fellowship to the first author and the projects CGL2006-13190-C03-01 and CGL2009-13497-C02-01.

5. References

Albrecht, H. (2003) Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **98**, 201-211.

Allan, J.D. (1975) Components of diversity. *Oecologia*, **18**, 359-367.

Andersson, T.N. & Milberg, P. (1998) Weed flora and the relative importance of site, crop, crop rotation, and nitrogen. *Weed Science*, **46**, 30-38.

Andreasen, C., Streibig, J.C. & Haas, H. (1991) Soil properties affecting the distribution of 37 weed species in Danish fields. *Weed Research*, **31**, 181-187.

Baayen, R.H. (2008) languageR: Data sets and functions with "Analyzing Linguistic Data: A practical introduction to statistics" Version 0.953.

Bates, D. & Maechler, M., Dai, B. (2008) lme4: Linear mixed-effect models using S4 classes. Version 0.999375-27.

Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.C. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 261-269.

Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 182-188.

de Bolòs, O., Vigo, J., Masalles, R.M. & Ninot, J.M., 2005. *Flora Manual dels Països Catalans*. 3rd Ed. Pòrtic, Barcelona.

Cirujeda, A. & Taberner, A. (2009) Cultural control of herbicide-resistant *Lolium rigidum* Gaudin populations in winter cereal in north-eastern Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research*, **7**, 146-154.

Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardt, T. (2007) Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 804-812.

Collins, S.L., Glenn, S.M. & Briggs, J.M. (2002) Effect of local and regional processes on plant species richness in tallgrass prairie. *Oikos*, **99**, 571-579.

Daehler, C.C. (1998) The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: Ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation*, **84**, 167-180.

Dale, M.R.T., Thomas, A.G. & John, E.A. (1992) Environmental-factors including management-practices as correlates of weed community composition in spring seeded crops. *Canadian Journal of Botany*, **70**, 1931-1939.

Davidar, P., Rajagopal, B., Mohandass, D., Puyravaud, J.P., Condit, R., Wright, S.J. & Leigh, E.G. (2007) The effect of climatic gradients, topographic variation and species traits on the beta diversity of rain forest trees. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 510-518.

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **116**, 189-196.

van Elsen, T. (2000) Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **77**, 101-109.

European Communities (2009) Eurostat. <http://ec.europa.eu/eurostat>

Franke, A.C., Lotz, L.A.P., van der Burg, W.J. & van Overbeek, L. (2009) The role of arable weed seeds for agroecosystem functioning. *Weed Research*, **49**, 131-141.

Frederiksen, P. & Langer, V. (2004) Localisation and concentration of organic farming in the 1990s - the Danish case. *Tijdschrift Voor Economische En Sociale Geografie*, **95**, 539-549.

Fried, G., Norton, L.R. & Reboud, X. (2008) Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **128**, 68-76.

Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W. & Firbank, L.G. (2005) Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters*, **1**, 431-434.

Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke, T. & Thies, C. (2006) Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications*, **16**, 2011-2021.

Gabriel, D., Carver, S.J., Durham, H., Kunin, W.E., Palmer, R.C., Sait, S.M., Stagl, S. & Benton, T.G. (2009) The spatial aggregation of organic farming in England and its underlying environmental correlates. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 323-333.

Gering, J.C., Crist, T.O. & Veech, J.A. (2003) Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, **17**, 488-499.

Guillerm, J.L. & Maillet, J. (1982) Western Mediterranean countries. *Biology and Ecology of Weeds* (eds W. Holzner & N. Numata), pp. 227-243. Junk Publishers, The Hague.

Heap, I.M. (1997) The occurrence of herbicide-resistant weeds worldwide. *Pesticide Science*, **51**, 235-243.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, **122**, 113-130.

Huston, M.A. (1999) Local processes and regional patterns: Appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*, **86**, 393-401.

Hyvönen, T. & Salonen, J. (2002) Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels - a six-year experiment. *Plant Ecology*, **159**, 73-81.

Hyvönen, T., Holopainen, J. & Tiainen, J. (2005) Detecting the spatial component of variation in the weed community at the farm scale with variation partitioning by canonical correspondence analysis. *Weed Research*, **45**, 48-56.

Ilbery, B., Holloway, L. & Arber, R. (1999) The geography of organic farming in England and Wales in the 1990s. *Tijdschrift Voor Economische En Sociale Geografie*, **90**, 285-295.

Klimek, S., Marini, L., Hofmann, M. & Isselstein, J. (2008) Additive partitioning of plant diversity with respect to grassland management regime, fertilisation and abiotic factors. *Basic & Applied Ecology*, **9**, 626-634.

Krzakowa, M. & Adamczewski, K. (2007) Genetic variability of selected *Apera spica-venti* biotypes resistant and sensitive to sulfonylurea herbicides. *Progress in Plant Protection*, **47**, 358-364.

Lande, R. (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, **76**, 5-13.

Loreau, M. (2000) Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ gamma diversity. *Ecology Letters* **3**, 73-76.

Lososová, Z. & Cimalová, S. (2009) Effects of different cultivation types on native and alien weed species richness and diversity in Moravia (Czech Republic). *Basic and Applied Ecology*, **10**, 456-465.

Lososová, Z., Chytrý, M., Cimalová, S., Kropáč, Z., Otýpková, Z., Pyšek, P. & Tichý, L. (2004) Weed vegetation of arable land in central Europe: Gradients of diversity and species composition. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 415-422.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R. & Ward, L.K. (2003) The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research*, **43**, 77-89.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. & Swift, M.J. (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, **277**, 504-509.

McCloskey, M., Firbank, L.G., Watkinson, A.R. & Webb, D.J. (1996) The dynamics of experimental arable weed communities under different management practices. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 799-808.

McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, **14**, 450-453.

Melander, B., Holst, N., Jensen, P.K., Hansen, E.M. & Olesen, J.E. (2008) *Apera spica-venti* population dynamics and impact on crop yield as affected by tillage, crop rotation, location and herbicide programmes. *Weed Research*, **48**, 48-57.

Moreby, S.J., Aebischer, N.J., Southway, S.E. & Sotherton, N.W. (1994) A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology*, **125**, 13-27.

Nekola, J.C. & White, P.S. (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, **26**, 867-878.

Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J. (2005) Atlas climàtic digital de la península Ibèrica. Metodologia i aplicacions en bioclimatologia i geobotànica, Bellaterra (Barcelona), Universitat Autònoma de Barcelona. <http://www.opengis.uab.es/WMS/iberia/index.htm>

Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D.A., Brubaker, H.W., Dumas, A.R., Meaney, J.J., O'Neil, J.A.S., Onsi, D.E. & Corzilius, D.B. (1992) Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience*, **42**, 254-362.

Preston, C., Wakelin, A.M., Dolman, F.C., Bostamam, Y. & Boutsalis, P. (2009) A decade of glyphosate-resistant *Lolium* around the world: Mechanisms, genes, fitness, and agronomic management. *Weed Science*, **57**, 435-441.

Pyšek, P. & Lepš, J. (1991) Response of a weed community to nitrogen fertilization a multivariate analysis. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 237-244.

Pyšek, P., Jarošík, V., Kropáč, Z., Chytrý, M., Wild, J. & Tichý, L. (2005) Effects of abiotic factors on species richness and cover in central European weed communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **109**, 1-8.

R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>

Ricklefs, R.E. (1987) Community diversity - relative roles of local and regional processes. *Science*, **235**, 167-171.

Romero, A., Chamorro, L. & Sans, F.X. (2008a) Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **124**, 97-104.

Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T. & Thies, C. (2005b) The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 873-882.

Rydberg, N.T. & Milberg, P. (2000) A survey of weeds in organic farming in Sweden. *Biological Agriculture and Horticulture*, **18**, 175-185.

Sørensen, T. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter-Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, **5**, 1-34.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R. & Eden, P. (2001) Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**, 337-365.

Taylor, R.L., Maxwell, B.D. & Boik, R.J. (2006) Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **116**, 157-164.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, **418**, 671-677.

Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O. & Gering, J.C. (2002) The additive partitioning of species diversity: Recent revival of an old idea. *Oikos*, **99**, 3-9.

Wagner, H.H., Wildi, O. & Ewald, K.C. (2000) Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, **15**, 219-227.

Weiher, E. & Howe, A. (2003) Scale-dependence of environmental effects on species richness in oak savannas. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 917-920.

Whittingham, M.J. (2007) Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology*, **44**, 1-5.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998) *Standardliste der Farm- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart, Germany.

Zobel, M. (1997) The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, **12**, 266-269.

Chapter 2. Assessing land-use intensity of organic and conventional dryland cereal fields in the Mediterranean region

Armengot, L.; José-María, L.; Blanco-Moreno, J.M., Chamorro, L., Sans, F.X.

Departament de Biologia Vegetal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Catalunya (Spain).

Abstract

This paper aims to develop an index suitable to evaluating land-use intensity and its effects on arable weed diversity in dryland cereal fields in the Mediterranean region. Since the increase of land-use intensity and the simplification of landscape have occurred simultaneously, owing to agricultural intensification, we selected a land-use intensity indicator not correlated with landscape features to avoid ambiguous interpretations. To this end, we recorded, by means of interviews with farmers, the agricultural practices of 18 organic and 18 conventional paired cereal fields selected across a gradient of landscape complexity in central Catalonia (NE Spain). The index was obtained from the principal component analysis of five management variables: mean annual inputs of exogenous nitrogen, weed control, cereal ratio, crop diversity and seed origin. The results showed higher values of land-use intensity in conventional farming and also a gradient between and within farming systems. Weed species richness was evaluated in 20 fields to analyse the effectiveness of the index in relation to its constituent farming practices and to the traditional dichotomy between organic and conventional farming. The index, mean annual nitrogen inputs and weed control were more suitable than farming system and the rest of variables for explaining the observed variability in weed species richness. Analysing both farming systems separately, the index and mean annual nitrogen inputs for the organic and the conventional fields, respectively, were the only suitable variables. Cereal ratio, crop diversity and seed origin correlated with landscape complexity and, consequently, they would not be any good as indicators of land-use intensity. Nevertheless, the resultant index was independent of landscape. In conclusion, the index was a good indicator of land-use intensity and of its relation with weed diversity, much more than the farming system. However, it should be taken into account that some components of management, such as nitrogen inputs or weed control, could be as useful as this new index.

Keywords: agricultural practices, arable weeds, index, landscape complexity, multimodel inference, species richness.

1. Introduction

Agricultural intensification at field scale (e.g. monoculture, intensive ploughing, mineral fertilization, application of pesticides) and at landscape scale (e.g. aggregation of fields, suppression of non-cultivated areas) have been identified as major causes of biodiversity erosion (Bengtsson *et al.*, 2005; Gabriel *et al.*, 2005; Reidsma *et al.*, 2006; Robinson & Sutherland, 2002; Roschewitz *et al.*, 2005b). However, while the proportion of arable land has been widely accepted as an indicator of landscape complexity (Roschewitz *et al.*, 2005b; Rundlöf & Smith, 2006), the assessment of land-use intensity at field scale is more controversial.

Most studies addressing the effect of land-use intensity on weed diversity have dealt with the comparison between organic and conventional farms (Boutin *et al.*, 2008; Gibson *et al.*, 2007; Hole *et al.*, 2005; Moreby *et al.*, 1994). These comparisons are based on the assumption that agricultural practices, and consequently land-use intensity, are well-differentiated between farming systems and also fairly homogeneous within each system. But whilst there is evidence that conventional farming is usually more intensive than organic farming, there is little data regarding the variation in management intensity within each farming system (but see Rigby *et al.*, 2001). Nevertheless, since agricultural practices could largely differ between farms, it is feasible to consider the existence of a gradient in land-use intensity between and within farming systems. For instance, for each farming system, the switch from intermittent to continuous cultivation, the farm specialization or a greater reliance on markets are trends associated with management intensification (Giller *et al.*, 1997).

Accordingly, for a better assessment of land-use intensity, it could be more accurate to focus on specific farming practices rather than on the classical organic-conventional dichotomy. In this sense, several approaches have been proposed to assess land-use intensity (see Shriar, 2000). Some authors have used crop yield per unit of land, although it is highly variable between crops and could also be affected by interannual variability in rainfall. For example, yields under Mediterranean conditions usually depend more on the availability of water than on the intensity of farming practices (Wheat yield and total mean rainfall in Catalonia; 2004: 3.9 t ha⁻¹, 529.1 mm; 2006: 2.6 t ha⁻¹, 419.7 mm; Idescat, 2009; INE, 2009). Besides, others quantify agricultural inputs related to land productivity, such as nitrogen fertilization or application of pesticides (Decaëns & Jiménez, 2002; Donald *et al.*, 2001;

Giller *et al.*, 1997; Herzog *et al.*, 2006; Reidsma *et al.*, 2006; Rigby *et al.*, 2001; Shriar, 2000).

Since the increase in land-use intensity and landscape simplification have occurred simultaneously as part of the agriculture intensification process (Herzog *et al.*, 2006), a land-use intensity indicator not correlated with landscape features should be selected to avoid confusing interpretations regarding the effect of land-use intensity (Roschewitz *et al.*, 2005a; Tschardtke *et al.*, 2005). This paper aims to develop an index independent of landscape complexity suitable for evaluating land-use intensity of organic and conventional fields and its effects on arable weed diversity in dryland cereal fields in the Mediterranean region. To this end, we characterized agricultural practices in 18 organic and 18 conventional paired cereal fields located on a gradient of landscape complexity in central Catalonia (north eastern Spain) through questionnaires addressed to farmers. To validate the index and to check its suitability in relation to the traditional dichotomy between organic and conventional farming and to each variable used to construct the index, weed species richness was evaluated in 10 pairs of conventional and organic fields, randomly chosen among the 18 available ones.

We hypothesised that (1) the land-use intensity index should be independent of landscape complexity because the variables used for building it were only based on farming practices and they did not include any aspect related with the landscape (e.g. field size and shape). Furthermore, we expected (2) a gradient of land-use intensity between and within organic and conventional fields and, therefore, that (3) an index of land-use intensity should be a more appropriate method of evaluating the effects of land-use on weed diversity compared to each variable of management alone or the farming system.

To our knowledge, this is the first study that develops an index of land-use intensity in the Mediterranean context, which has special relevance because management under Mediterranean climatic conditions differs largely from that of northern and central Europe. Moreover, we controlled for landscapes features, so we focused exclusively on the effects of management practices. In addition, as our sampling covers both organic and conventional fields, the results of the index will allow arable weed diversity to be related directly to the intensity of agricultural practices, regardless of the farming system. The experience of developing an index will highlight the potential and limitations of this approach for measuring land-use intensity and it may prove useful for identifying where further efforts are necessary.

2. Material and methods

2.1. Study site

The study was conducted in 2007 in Central Catalonia (north eastern Spain), at 18 locations differing in agricultural landscape intensification. Apart from the gradient in landscape complexity, the main criterion for selecting a locality was the presence of farms which had been managed organically at least since 2001 (median = 1996). Landscape complexity was measured around each studied field in a circular sector of 1 km radius using the Catalan Habitats Cartography (Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, 2004), produced at a 1:25,000 scale. In each sector we calculated the area of: 1) arable land, mainly cereals but also vineyards and almond groves, 2) woodlands and shrublands, 3) perennial grasslands, 4) riverside vegetation and 5) settlements. Proportion of arable land has been a widely-used estimator of agricultural landscape intensification because it correlates with other landscape features (Gabriel *et al.*, 2005; Roschewitz *et al.*, 2005b; Rundlöf & Smith, 2006). However, to obtain a better estimate of the landscape intensification, we added the settlements to arable land (Romero *et al.*, 2008b) (hereafter PIL, Percentage cover of Intensive Land-use). PIL is the inverse of the percentage of natural habitats, which could act as a source of seed dispersal into the fields.

The studied area covered approximately 100 km × 50 km, extending from 1° 05' to 2° 05' E and from 41° 24' to 42° 05' N and included a range from very simple landscapes with a high PIL (*ca* 99 %) to complex landscapes with a lower PIL (*ca* 22 %). Simple landscapes were dominated by arable land, with dryland winter barley and wheat as the main crops, while woodlands, shrublands, and perennial natural grasslands appeared intermingled with arable land in complex landscapes. The soil was basic and its texture varied between loamy and clayish. The altitude ranged from 250 m to 850 m a.s.l. The climate was Mediterranean, with mean annual precipitation and temperatures ranging from 400 mm to 850 mm, and from 11°C to 14°C, respectively (Ninyerola *et al.*, 2005).

In each locality, we selected two nearby cereal fields, one organic and one conventional. Fields shared similar area (conventional: 1.68 ± 0.14 ha, mean \pm SE; organic: 1.35 ± 0.12 ha; Wilcoxon's paired tests within locality: $P = 0.14$) and perimeter (conventional: 563.8 ± 15.6 m; organic: 533.97 ± 28.21 m; $P = 0.35$), and both field parameters did not correlate (Pearson's correlation) with PIL (area: $\rho = -0.23$, $P = 0.18$; perimeter: $\rho = 0.06$, $P = 0.10$).

Both conventional and organic farmers sowed the cereal, winter wheat or barley, between September and October.

2.2. Characterization of farming practices

Each farmer (18 conventional and 18 organic farmers) was interviewed to characterize agricultural practices (rotations, fertilization, labours of the soil, etc.) in the selected field for the last 5 years (data from previous years was unreliable). One organic field was discarded because we could not obtain trustworthy data. All the surveys were conducted by two people, always the same in order to standardize the interviews as far as possible. The questionnaire was adapted to management under Mediterranean conditions, which differ largely from that of central Europe (see Herzog *et al.*, 2006). For instance, all conventional farmers interviewed only applied herbicide once a year (in January or February) and they did not use retardants or insecticides. Similarly, organic farmers that had a weed harrow (not all the farmers had one) only used it once a year. Moreover, most of the farmers only grew one crop per year due to the long period of water stress after crop harvest. For this reason, this questionnaire and the resultant land-use intensity index are mainly appropriate for Mediterranean climate.

From the interviews, we selected 5 management variables (mean annual inputs of exogenous nitrogen (hereafter N), weed control (WC), cereal ratio (CR), crop diversity (CD) and seed origin (SO)) as measures of land-use intensity (Table 2.1), which, according to the literature, could potentially affect arable weed communities. Some additional variables (e.g. number of crops per season, soil tillage, field management after harvest, sowing date) were highly homogeneous for all fields and were therefore discarded as they failed to provide any relevant information.

2.3. Land-use intensity index

Developing an index often involves weighting each selected variable (Decaëns & Jiménez, 2002; Herzog *et al.*, 2006; Mas & Dietsch, 2003; Rigby *et al.*, 2001) and thereby making assumptions. Sometimes it is difficult to find a clear criterion to weight some variables more than others and, moreover, it is unlikely that all have the same weight. As a consequence, the final values will be determined by the weights of the component parts of the index. To avoid the subjectivity of this process, we applied a data reduction technique (principal components analysis, PCA) to the selected variables in order to obtain our measure of land-use intensity (hereafter LUI). PCA is a commonly-used data-reduction method in

<i>Variables</i>	<i>Definition</i>	<i>Justification</i>
Weed control	Intensity of weed control (0: no weed control, 1: weed harrowing, 2: herbicide). As a maximum, only one application of herbicide (against broad- and narrow-leaved weed species) per year (in winter) was recorded in the conventional fields. Similarly, mechanical weed control in organic fields was also applied once a year.	Weed control in organic and conventional fields was weighted differently because of the greater efficiency of chemical control (Lundkvist <i>et al.</i> , 2009).
Seed origin	Use (1)-no use (0) of commercial seeds. Re-use of cereal seeds could be a source of weed seeds, as they were usually much more infested by them than commercial cereal seeds (personal observation).	Improvements in seed cleaning techniques have reduced and threatened the existence of some weed species (Kuc <i>et al.</i> , 2003; Spahillari, 1999; Firbank, 1988; Holzner, 1982).
Mean annual inputs of exogenous N	N kg ha ⁻¹ . Mean value of N-input per ha and year. This was calculated according to farmers' indications about the quantity and type of fertilizer, using local tables of N content.	High rates of nitrogen fertilization could negatively affect weed species diversity (Billeter <i>et al.</i> , 2008; Baessler & Klotz 2006; Firbank <i>et al.</i> , 2008, Kleijn <i>et al.</i> , 2009).
Cereal ratio	Number of consecutive years sowing cereals.	Weed diversity has been shown to increase under crop rotation compared to monoculture (Karlen <i>et al.</i> , 1994; Stevenson <i>et al.</i> , 1997).
Crop diversity	Number of different families of crops introduced in the rotation: cereals, legumes, tubers, etc.	Potential effects of crop rotation depend on the choice of crops grown and their order within the rotation sequence. (Liebman & Staver, 2001).

Table 2.1. Definition and justification of the variables included for development of the land-use intensity index.

ecology and it allows the variation found in the original data to be captured. We used the first component of the PCA as an objective measure of LUI for each field because it accounts for the maximum amount of variance. As variables had different units, each variable was previously standardized by subtracting from the corresponding lowest value and dividing by the highest value. Hence, all the variables ranged from 0 to 1.

2.4. Plant survey

The best approach to validating an index is to take measurements of diversity and evaluate its suitability (Rigby *et al.*, 2001). Therefore, in order to verify the effectiveness of the LUI-index and LUI-related variables (hereafter LUI-variables) to explain the observed variance in arable weed species richness, we evaluated 10 pairs of organic and conventional fields, randomly selected among the 18 localities. All aboveground weed species were identified in four 2 m × 2 m plots, randomly placed in the centre of each field; nomenclature followed de Bolòs *et al.* (2005). Samplings were conducted in June, before crop harvest.

2.5. Statistical analysis

We explored the relationship between LUI-variables and LUI-index, as well as their relationship with PIL by means of a Pearson's correlation analysis for continuous variables and by means of a Student's *t*-test for categorical variables (SO and WC).

The effectiveness of the LUI-index, LUI-variables and farming system in explaining the variance of arable weed species richness was analysed using mixed-models. Mixed-models account for random effects and nested sampling designs; we considered each locality (with one organic and one conventional field) as a block, for which departure from the average model can be considered a random effect (Pineiro & Bates, 2000). We performed the same analysis for organic and conventional fields separately through linear models. The multimodel inference (MMI) method (Burnham & Anderson, 2002) was used to assess the relative importance of each variable. To this end, it is important to achieve a balance in the number of models that contain each variable. Hence, our sets of candidate models comprised all the possible combinations of the variables examined: 128 models when both farming systems were analysed together, and 64 and 32 candidate models for the analysis of organic and conventional fields, respectively. The analysis of conventional fields included fewer candidate models because we removed WC, as it had the same value for all the conventional farmers.

We ranked individual models by Akaike's information criterion corrected for small samples (AICc), comparing the loss of information of each model in relation to the best estimated model, which has the minimum value of AICc ($\Delta_i = \text{AICc}_i - \text{AICc}_{\min}$). Afterwards, we calculated the Akaike weight (w_i) of each model, which indicates the probability of being the best model among the whole set of candidate models. Moreover, we computed the evidence ratios comparing the Akaike weights of the best model and the competing models to determine to what extent the former is better than any other (Evidence ratio = w_j / w_i , where j is the best model). Model-averaged parameter estimates and their unconditional standard errors were calculated from the entire set of models. We calculate a 95 % confidence set of models to present and discuss our results, which is the smallest subset of candidate models selected sequentially adding the Akaike weights of ranked models until the total was higher than 0.95. We estimated the relative importance of each variable tested in the models by the sum of the Akaike weights over all the models in which that variable appears within the 95 % confidence model set. Because poor predictors are not expected to have selection probabilities close to zero, we also computed the 95 % confidence intervals of these variables to evaluate the significance of their contributions. The adequacy of the global model (the most complex model of the set) was assessed through normality and unbiasedness of residuals, and through the predictive power of the model. We assume that if the global model fits, simpler models also fit because they originate from the global model (Burnham & Anderson, 2002; Cooch & White, 2001). We carried out statistical analyses under R 2.7.1 (R Development Core Team, 2008) with package "lme4" (Bates *et al.*, 2008) for mixed-models.

3. Results

3.1. Farming practices

All conventional farmers annually applied broad- and narrow-leaf herbicides but only 6 out of 18 organic farmers controlled weeds mechanically (weed harrowing) (Table 2.2). Most of the conventional farmers (16/18) sowed cereal every year, alternating wheat and barley, while organic farmers performed more complex rotations, involving different crop families. Farmers who re-use their own cereal seeds usually cleaned them before sowing. However, these seeds were much more infested by weeds than the commercial seeds (personal observation), being a potential source of weed diversity for the field. The type of fertilisation, the frequency and the quantity of nitrogen applied varied greatly among farmers. Nitrogen input ranged between 58.20 kg ha⁻¹ and 325 kg ha⁻¹, with an average of 155.75 ± 17.10 kg ha⁻¹

Organic										Conventional									
Locality	Weed control	Rotation	Autumm fertilization	Spring fertilization	Seed origin	Weed control	Rotation	Autumm fertilization	Spring fertilization	Seed origin	Locality	Weed control	Rotation	Autumm fertilization	Spring fertilization	Seed origin			
BAL	-	W-W-CK-W-VE	-	-	RU	H	W-B	N	PS, N	C	BAL	H	W-B	N	PS, N	C			
BLA	-	B	-	-	RU	H	B	N	-	C	BLA	H	B	N	-	C			
CAB	-	W-W-(O+TS+V)	-	-	RU	H	W-B	BM, N	U	C	CAB	H	W-B	BM, N	U	C			
CAL	-	W(+TU)-O-CK-	BM	-	RU	H	B	PS, N, BM, HS	-	RU	CAL	H	B	PS, N, BM, HS	-	RU			
CAR	WH	B-B-V-B-ON	PS, BM	-	C	H	W-B	PS	PS	C	CAR	H	W-B	PS	PS	C			
CAS	WH	B-B-O-CK-W	-	-	RU	H	B-B-PM	N	-	C	CAS	H	B-B-PM	N	-	C			
ESP	WH	W-R-VE-T-H	SM, BM	-	RU	H	W-B	BN, PS	U	RU	ESP	H	W-B	BN, PS	U	RU			
FRA	-	W-P-L-O-B	-	-	RU	H	W-B	N	PS, U, N	RU	FRA	H	W-B	N	PS, U, N	RU			
MAL	-	W-(V+O)	SM, HS	-	RU	H	W-(O+V)-B-O	N	-	C	MAL	H	W-B	PS, HS	-	RU			
MAN	-	W-W-W-O	BM, HS	-	C	H	W	PS, N	-	RU	MAN	H	W	PS, N	-	RU			
MAS	-	W-ON-ON-(V+O)-B	BM	-	RU	H	B-W-O	PS	-	RU	MAS	H	B-W-O	PS	-	RU			
MOI	-	W-B	PS, BM	-	RU	H	B	PS	-	C	MOI	H	B	PS	-	C			
MON	WH	B-TS-TS-CK-W	BM, RM	-	RU	H	W-B	PS	PS	RU	MON	H	W-B	PS	PS	RU			
PIL	WH	W-BE-O-B-CK	RM	-	RU	H	B	N	U, N	RU	PIL	H	B	N	U, N	RU			
PGU	WH	W-B-CK-W-B	SM	RM	RU	H	W-B	BM, PS, N	U	C	PGU	H	W-B	BM, PS, N	U	C			
SUR	-	W-V-B-O-W	-	-	RU	H	W-B	PS	-	C	SUR	H	W-B	PS	-	C			
TAR	-	B-O-O-B-P	SM	-	C	H	B	PS	U	C	TAR	H	B	PS	U	C			
VALL	-										VALL	-							

Table 2.2. Overall agricultural practices for each organic and conventional field. Data refers to 5 years, from 2003 to 2007. Weed control: H: herbicide application, WH: weed harrowing. Rotations: B: barley (*Hordeum vulgare*), BE: beans (*Phaseolus vulgaris*), CK: chickpeas (*Cicer arietinum*), H: hemp (*Cannabis sativa*), L: lentils (*Lens culinaris*), O: oats (*Avena sativa*), ON: sainfoin (*Onobrychis viciifolia*), P: peas (*Pisum sativum*), PM: common millet (*Panicum miliaceum*), R: ray-grass (*Lolium sp.*), T: triticosecale (*Triticum × Secale* hybrid), TS: spelt (*Triticum aestivum* subsp. *spelta*), TU: turnips (*Brassica rapa*), V: common vetch (*Vicia sativa*), VE: bitter vetch (*Vicia ervilia*), W: wheat (*Triticum aestivum*). Farmers repeat the rotation scheme when the number of crops is lower than 5. Fertilization: BM: Bovine manure, HS: hen slurry, N: commercial nitrogen, PS: pig slurry, RM: rabbit slurry, U: urea. Seed origin: C: commercial seeds, RU: re-use own seeds. MAN organic field was discarded because of unreliable data

for the conventional fields and between 0 kg ha⁻¹ and 108.7 kg ha⁻¹, with an average of 32.94 ± 8.36 kg ha⁻¹ for the organic fields. Spring top-dressed fertilisers were used by some conventional farmers, but only by one organic farmer. In addition, some organic farmers did not use external N inputs, relying only on crop rotation and green manure (Table 2.2).

3.2. Land-use intensity index

LUI-index was obtained from the PCA of the five above-mentioned variables. The first two components accounted for 86.45% of variance and the first component (PC1) explained 64.51%. Given that PC1 accounted for the greatest part of the variability of the original variables, we used it as an index of LUI. All LUI-variables were present in the PC1 and all of them correlated strongly with the PC1 (Table 2.3). Overall, LUI-index values ranged from -1.193 to 0.995 and spanned almost uniformly over the whole range (Figure 2.1). LUI-index was negative for most of the organic fields (Mean ± SE: -0.62 ± 0.09; Min: -1.19; Max: 0.18), whereas the opposite pattern was found for the conventional fields (0.59 ± 0.07; -0.01; 1.00) (Figure 2.1); they could therefore be considered two different groups (Wilcoxon's paired test within locality: $v = -14.49$, $P < 0.001$). However, there was considerable variation within each group, which was greater for the organic fields (percentage of variation in relation to the total range of variation of the LUI-index; organic = 63 %; conventional = 46 %) and some overlap between LUI-values of both farming systems.

	PC1	PC2	PC1-correlation
Weed control (WC)	-0.56	0.22	-0.88***
Cereal ratio (CR)	-0.45	0.33	-0.87***
Crop diversity (CD)	0.42	-0.29	0.82***
Nitrogen (N)	-0.28	0.07	-0.76***
Seed origin (SO)	-0.47	-0.87	-2.75**
Proportion of Variance	0.64	0.23	
Cumulative Proportion	0.64	0.87	

Table 2.3. Loadings of the five management variables (see Table 2.1 for definitions) resulting from the principal component analysis (PCA), and proportion of variance and cumulative proportion for the first two components (PC1 and PC2). Relationship between the first component and the agricultural variables by means of Pearson's correlation analysis for continuous variables and by means of a Student's *t*-test for categorical variables. *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$.

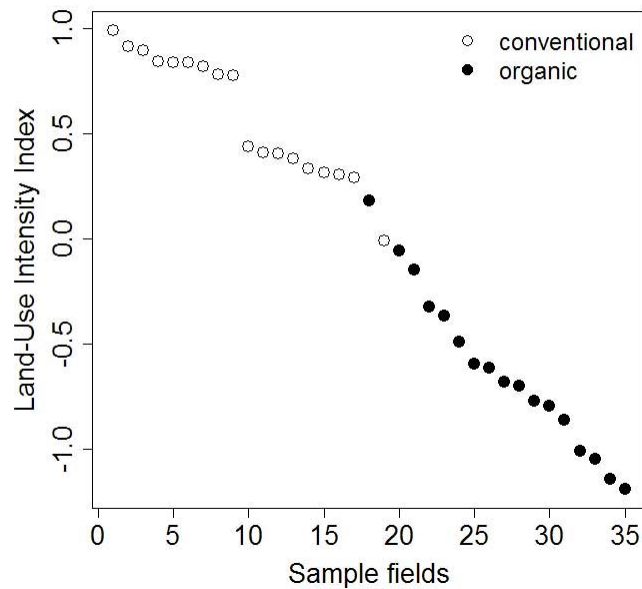


Figure 2.1. Land-use intensity values for conventional and organic fields.

3.3. Correlation between variables of land-use intensity and PIL

CR, CD and SO correlated with PIL for all organic fields, but not for conventional fields. Despite these correlations, the resultant LUI-index was independent of PIL (Table 2.4).

<i>Landscape</i>	N	WC	CR	CD	SO	LUI _i
All	0.00	0.08	0.31+	-0.31+	2.21*	-0.22
Organic	-0.09	-0.38	0.50*	-0.51*	1.94+	-0.34
Conventional	-0.14	-	0.06	-0.06	1.75	-0.14

Table 2.4. Relationship between land-use intensity variables and land-use intensity index with landscape complexity for all, organic and conventional fields. Pearson’s correlation analysis was performed for continuous variables and a Student’s *t*-test for categorical variables (WC for organic fields and SO). $P < 0.1$, +; $P < 0.05$, *; “-”: it could not be tested because all conventional farmers applied herbicides. N: mean annual inputs of exogenous nitrogen, WC: weed control, CR: cereal ratio, CD: crop diversity, SO: seed origin, LUI_i: land-use intensity index (see 2.3 *Land-use intensity index* for more details).

3.4. Relative importance of LUI-index, its components and farming system on arable weed species richness

Altogether, we recorded 72 weed species in 20 winter wheat fields, 33 (Mean species richness per field \pm SE: 6.5 ± 1.0 ; Min = 2; Max = 13) in the conventional fields and 66 (17 ± 1.9 ; 10; 28) in the organic fields.

For all fields together, the model selection suggested 55 plausible models out of the 128 candidates (43 %) in the 95 % confidence set (Table 2.5). Although model 1 was better than the others, the evidence ratio with the competing models recommended basing our inferences on all the models (Burnham & Anderson, 2002). Model-averaged parameter estimates, the unconditional standard errors, the relative importance and the 95 % confidence intervals are shown in Table 2.6. N, WC and LUI-index were the best variables for explaining weed species richness, as shown by their high selection probabilities (w_i). This support was consistent with their confidence intervals, which exclude 0, and with the high values of the estimated effect. Increasing values of land-use intensity, measured as mean annual inputs of exogenous nitrogen, weed control practices or LUI-index, negatively influenced weed species richness. Conversely, CR, CD, SO and FS received weaker support, as shown by their low values of w_i and the estimate magnitude of their effect, as well as by the confidence intervals, which included 0.

The separate analysis of organic and conventional fields showed that the relative importance of each variable differed depending on the farming system. For the organic fields, only 9 models were necessary to achieve the 95 % confidence set of models. The most adequate model only included LUI-index (Table 2.7). Moreover, it was the only variable with strong support based on the estimated magnitude of the effect, the selection probability and the confidence intervals (Table 2.8; Figure 2.2). With regards to the conventional fields, 11 models were necessary to achieve the 95 % confidence set of models. The model with only N was the best-fitting model (Table 2.7) and this variable was the only one supported by the multimodel inference (Table 2.8; Figure 2.2).

ID	N	LUI _i	WC	CR	CD	SO	FS	AICc	ΔAICc	w _i	ER
1	×	×						122.55	0.00	0.10	-
2		×	×					123.46	0.91	0.07	1.57
3	×		×					123.56	1.01	0.06	1.65
4		×						123.93	1.37	0.05	1.99
5	×	×	×					123.99	1.43	0.05	2.05
6		×				×		124.17	1.61	0.05	2.24
7			×	×				124.32	1.77	0.04	2.42
8			×					124.54	1.99	0.04	2.70
9	×		×	×				124.80	2.24	0.03	3.07
10			×		×			124.81	2.26	0.03	3.10
11		×			×	×		125.02	2.47	0.03	3.44
12	×		×		×			125.22	2.67	0.03	3.79
13	×	×				×		125.47	2.92	0.02	4.30
14	×		×			×		126.13	3.57	0.02	5.97
15		×		×		×		126.21	3.66	0.02	6.22
16	×	×			×			126.40	3.85	0.02	6.85
17	×	×		×				126.44	3.89	0.01	6.99
18	×	×					×	126.55	3.99	0.01	7.36
19		×	×			×		126.56	4.00	0.01	7.40
20		×	×				×	126.67	4.11	0.01	7.83
21	×			×				126.78	4.22	0.01	8.25
22	×		×				×	126.78	4.22	0.01	8.27
23	×	×	×				×	126.88	4.33	0.01	8.69
24		×					×	126.95	4.39	0.01	9.00
25		×		×				126.98	4.43	0.01	9.15
26		×	×	×				127.08	4.53	0.01	9.62
27			×			×		127.13	4.58	0.01	9.86
28		×			×			127.33	4.78	0.01	10.91
29		×	×		×			127.36	4.80	0.01	11.03
30			×	×		×		127.66	5.10	0.01	12.84

Table 2.5. Thirty of the 55 candidate models included in the 95 % confidence set for the weed diversity survey, computed for the set of candidate models (128 candidate models). The table shows the variables included in the models (N: mean annual inputs of exogenous nitrogen, LUI_i: land-use intensity index, WC: weed control, CR: cereal ratio, CD: crop diversity, SO: seed origin, FS: farming system), AIC corrected for small samples (AICc), delta weight (difference between the AICc for a given model and the best-fitting model), the model selection probability (w_i) and the evidence ratios (ER).

Predictor	Estimate	UnSE	w_i	CI
Intercept	11.57	0.96	1	9.69, 13.45
Nitrogen (N)	-2.40	1.17	0.49	-7.33, -0.11
Weed control (WC)	-3.92	1.74	0.56	-7.33, -0.51
Cereal ratio (CR)	-1.45	2.19	0.23	-5.74, 2.84
Crop diversity (CD)	-0.24	2.70	0.21	-5.53, 5.05
Seed origin (SO)	1.32	1.84	0.25	-4.93, 2.29
LUI-index	-5.30	2.67	0.61	-10.53, -0.07
Farming system (FS)	-1.25	4.02	0.15	-9.13, 6.63

Table 2.6. Results of information-theoretic-based model selection and multimodel inference for arable weed diversity. The table indicates final model-averaged parameter estimates, unconditional standard errors (UnSE weighted by selection probabilities following Burnham & Anderson, 2002), relative importance (w_i) and a 95 % confidence interval (CI) for all model predictors. In bold, variables that received strong support from the multimodel inference analysis.

ID	N	LUI _i	WC	CR	CD	SO	INT	AICc	Δ AICc	w_i	ER
a) Models based on organic fields											
1		×						57.28	0.00	0.48	-
2		×			×			59.59	2.32	0.15	3.19
3		×	×					59.95	2.68	0.13	3.81
4	×	×						60.83	3.55	0.08	5.91
5		×		×				62.07	4.79	0.04	10.97
6		×				×		62.99	5.72	0.03	17.44
7			×			×		63.00	5.72	0.03	17.50
8			×		×			64.63	7.35	0.01	39.54
9					×			66.18	8.90	0.01	85.84
b) Models based on conventional fields											
1	×							60.94	0.00	0.38	-
2							×	61.92	0.98	0.23	1.63
3						×		64.76	3.82	0.06	6.76
4	×	×						64.84	3.90	0.05	7.04
5	×					×		65.34	4.40	0.04	9.02
6		×						65.59	4.65	0.04	10.25
7				×				65.83	4.89	0.03	11.55
8					×			65.84	4.90	0.03	11.59
9	×				×			65.89	4.95	0.03	11.88
10				×	×			65.94	5.00	0.03	12.21
11	×			×				66.00	5.06	0.03	12.56

Table 2.7. Candidate models included in the 95 % confidence set for a) the organic and for b) the conventional fields. The table shows the variables included in the model. See Table 2.5 for abbreviations. INT: only intercept.

Predictor	Estimate	UnSE	w_i	CI
<i>a) Organic</i>				
Intercept	17.00	0.90	1	15.24, 18.76
Nitrogen (N)	-1.48	1.09	0.10	-3.62, 0.66
Weed control (WC)	-2.30	1.41	0.19	-5.06, 0.46
Cereal ratio (CR)	1.07	2.40	0.06	-5.77, 3.63
Crop diversity (CD)	-2.81	2.78	0.18	-8.26, 2.64
Seed origin (SO)	-1.32	2.37	0.07	-5.97, 3.33
LUI-index	-5.89	1.72	0.93	-2.52, -9.26
<i>b) Conventional</i>				
Intercept	6.45	0.91	1	4.67, 8.23
Nitrogen (N)	-1.99	0.90	0.55	-3.75, -0.23
Cereal ratio (CR)	-7.02	10.56	0.11	-27.72, 13.68
Crop diversity (CD)	-7.20	10.21	0.12	-27.21, 12.31
Seed origin (SO)	1.12	1.27	0.12	-3.61, 1.37
LUI-index	-0.42	1.41	0.11	-3.18, 2.34

Table 2.8. Results of information-theoretic-based model selection and multimodel inference for arable weed diversity computed for a) the organic and b) the conventional fields. The table shows final model-averaged parameter estimates, unconditional standard errors (UnSE weighted by selection probabilities following Burnham & Anderson, 2002), relative importance (w_i) and a 95 % confidence interval (CI) for all model predictors. In bold, variables that received strong support from the multimodel inference analysis.

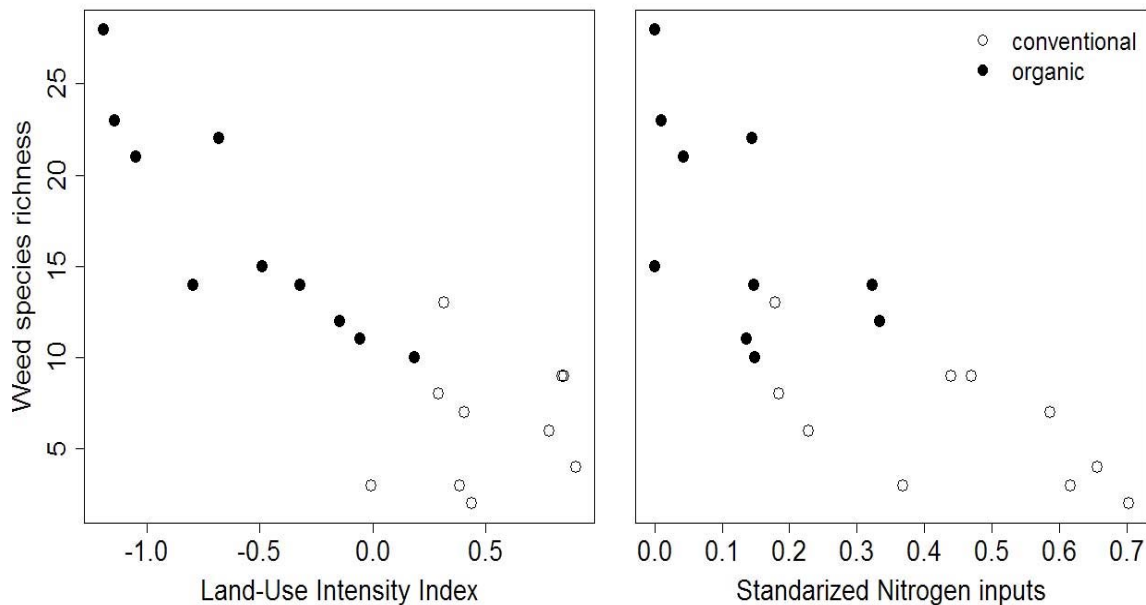


Figure 2.2. Weed species richness in relation to land-use intensity index (LUI-index) and nitrogen (mean annual inputs of exogenous nitrogen per ha) for the conventional and the organic fields.

4. Discussion

In our area, LUI-index was a good approach to assessing land-use intensity and also its effects on arable weed species richness. The main benefit of an index is that it integrates information regarding many factors in only one variable. However, it could sometimes be at the expense of transparency and interpretability (Herzog *et al.*, 2006). The following discussion is based on the three hypotheses posed for this study.

4.1. Hypothesis 1. Land-use intensity variables and index are not related with landscape complexity

According to our hypothesis, LUI-index and most of the studied LUI-variables were not correlated with landscape complexity because variables related with landscape such as size and shape of fields were avoided (Roschewitz *et al.*, 2005a). However, some farming practices cannot be considered separately from the landscape context and, consequently, they would not be good indicators of land-use intensity.

The decrease in the proportion of cereal crops and the increase of crops from different families in the rotational scheme in the organic fields located in complex landscapes may be related to socio-economic factors. In the studied area, mixed organic farms are concentrated in complex landscapes and, accordingly, complex rotations are necessary to meet the nutritional needs of livestock. Conversely, the low presence of mixed organic farms in simpler landscapes involves a reduced local market demand of fodder crops and, consequently, farmers simplify their rotational schemes. In contrast to organic fields, farming practices in conventional fields did not correlate with landscape complexity. Although previous studies in conventional fields have reported correlations between some landscape features and farming intensity (Hendrickx *et al.*, 2007), other studies have found consistent herbicide application and fertilisation across the gradient of landscape complexity (Gabriel *et al.*, 2005) and the same pattern was found for crop diversity (Roschewitz *et al.*, 2005a).

4.2. Hypothesis 2. There is a gradient of land-use intensity within and between both farming systems

Overall, organic and conventional fields differed largely as regards to their management. Land-use intensity was higher in conventional fields because of the consistent use of chemical weed-control measures, higher proportion of cereal crops in the rotational

scheme, lower crop diversity and, on average, higher nitrogen inputs. In this sense, LUI-index supports the discrete categorisation of land-use intensity in two differentiated farming systems: organic and conventional. However, some fields from different farming systems had similar LUI-values, pointing out that organic and conventional fields could not always be well differentiated by their land-use intensity. Therefore, this analysis suggested that LUI-values could be so wide-ranging within farming systems that it would be a gross over-simplification to equate organic farming with low intensive management, although overall land-use intensity is lower in organic fields. Similar results were found in the study of Rigby *et al.* (2001), who analysed the sustainability of organic and conventional horticultural producers.

Focusing within each farming system, it became evident that although there was a gradient of land-use intensity in both groups, it was wider for the organic fields. As Table 2.2 shows, farming practices were more homogenous among conventional fields than among organic ones, which is in accordance with information reported by Clough *et al.* (2007). Conventional fields differed mainly in the total amount of nitrogen fertilization whereas the complexity of rotations, the type and the amount of nitrogen fertilization and weed control differed largely among organic fields.

Hence, according to our hypothesis, we found a gradient in land-use intensity within and between farming systems. This variance in land-use intensity could explain the absence of differences in weed species richness between organic and conventional fields reported in some studies (Kleijn *et al.*, 2001; Weibull *et al.*, 2003; Winfree *et al.*, 2008). Our results indicated that, for assessing the effects of land-use intensity, studies should focus on every aspect of agricultural management rather than on the classical organic-conventional dichotomy. One step further will be to identify which factors influence farmers to manage one way or the other, in order to implement policies and programmes aimed at regulating the intensity of farming practices.

4.3. Hypothesis 3. LUI-index is the most appropriate method for explaining weed species richness, compared to farming system and LUI-variables

The assessment of the effect of land-use intensity on arable weed diversity with the LUI-index, which integrates many variables of management, should provide more accurate results than farming system (organic vs conventional) or than each LUI-variable alone, because land-use intensity is the result of many agricultural practices (Reidsma *et al.*, 2006).

However, even though our LUI-index received strong support from statistical analysis when analysing both farming systems together, it was not the only suitable variable, as nitrogen and weed control were also good predictors for explaining the variance in weed species richness. It is worth noting that these variables fitted better than the farming system, the simplest variable, which split the data into just two non-overlapping groups. Thus, according to our results, any variable that takes into account a gradient of land-use intensity should increase the accuracy in explaining weed species richness.

The analysis of organic and conventional fields separately revealed that the suitability of each variable depended on the farming system. This fact prevented us from finding only one variable clearly better than the others in the whole analysis and this could explain why so many models were needed to achieve the 95 % confidence set. LUI-index was the only variable with strong support for explaining arable weed diversity in the organic fields. Additionally, mean annual inputs of exogenous nitrogen was the only important factor in the conventional fields. The different accuracy of these variables between farming systems may be attributed to two causes.

Firstly, although we detected a gradient in the LUI-index among the conventional fields, the largest negative impact of herbicides in relation to the rest of the management-related variables could explain that small changes in land-use intensity did not affect arable weed species richness. On the contrary, since farming practices are overall less intensive in organic fields, changes in land-use intensity could affect arable species richness. Secondly, the higher amount of nitrogen inputs in conventional fields than in organic ones (five times higher) could increase the competitive performance of the cereal crop, negatively affecting weed species richness. Several authors have previously reported that the total amount of nitrogen fertilization has negative consequences on weed diversity (Baessler & Klotz, 2006; Billeter *et al.*, 2008; Firbank *et al.*, 2008; Kleijn *et al.*, 2009). In this sense, the difference in appropriateness of this parameter between organic and conventional fields may be related to the wider range of nitrogen addition in conventional fields. Moreover, the greater suitability of mean annual inputs of exogenous nitrogen than LUI-index in conventional fields for assessing arable weed species richness may be attributed to the low weight of this variable in the LUI-index (see Table 2.2). In addition, the relative homogeneity of the other LUI-variables in the conventional fields could add some “noise” to the LUI-index, providing less information than nitrogen inputs alone.

Hence, for analysing organic and conventional fields together, mean annual inputs of exogenous nitrogen, land-use intensity index and weed control were suitable to assess arable weed species richness in relation to land-use. Apart from distinguishing between organic and conventional farming, they take into account the land-use intensity gradient within each farming system. The selection of one or other will depend on the aim. LUI-index and weed control focused more on the heterogeneity within the organic fields, while mean annual inputs of exogenous nitrogen was more accurate to reflect differences among conventional fields.

5. Conclusions

Land-use intensity is a relevant issue because of its close relation with food supply and diversity conservation in agro-ecosystems, which are undoubtedly major goals in our society. Hence, reliable methods for measuring it are essential in order to compare farms or regions and to identify the main factors driving agricultural change and intensification (Shriar, 2000). Our land-use intensity index is in accordance with the definition of “good indicators” posed by Guijt (1996), because it was adapted to our study area (user derived), which allowed working with a great deal of information in only one variable (aggregate) and highlighted the negative effects of intensive management practices (policy relevant). Moreover, we have obtained a good estimator of land-use intensity in the studied fields and of its relation with arable weed diversity. But more importantly, working with an index has turned out to be useful with regard to dealing with the problems of this approach on assessing land-use intensity and the relevant issues that should be taken into account. We may conclude that:

i) It can be difficult to measure land-use intensity of farming systems that differ largely as regards to their management, such as organic and conventional farming, by means of only one index. The use of specific management variables for each farming system could help to obtain more accurate results.

ii) Only one variable may be as useful or more so than a complex of variables. For instance, mean annual inputs of exogenous nitrogen may be used as a good indicator of land-use intensity.

iii) Correlations of land-use intensity variables with other aspects, such as landscape complexity, should also be taken into consideration.

Acknowledgements

We thank the farmers for their collaboration and the members of the Department of Plant Biology (University of Barcelona) for field and office assistance. We also thank J. Romanyà for his help with nitrogen input calculations. This research was funded by the Spanish Ministry of Education and Science with a fellowship to the first author and the projects CGL2006-13190-C03-01 and CGL2009-13497-C02-01.

6. References

Baessler, C. & Klotz, S. (2006) Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **115**, 43-50.

Bates, D., Maechler, M. & Dai, B. (2008) lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. Version: 0.999375-26. <http://lme4.r-forge.r-project.org/>

Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.C. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 261-269.

Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukáček, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M. & Edwards, P.J. (2008) Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 141-150.

de Bolòs, O., Vigo, J., Masalles, R.M. & Ninot, J.M. (2005) *Flora Manual dels Països Catalans*. 3rd Ed. Pòrtic, Barcelona.

Boutin, C., Baril, A. & Martin, P.A. (2008) Plant diversity in crop fields and woody hedgerows of organic and conventional farms in contrasting landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **123**, 185-193.

Burnham K.P. & Anderson D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Ed. Springer-Verlag, New York, USA.

Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. (2007) Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 804-812.

Cooch, E. & White, G. (2001) Program MARK: Analysis of Data from Marked Individuals, "A Gentle Introduction", 2nd Ed. <http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.html>

Decaëns, T. & Jiménez, J.J (2002) Earthworm communities under an agricultural intensification gradient in Colombia. *Plant & Soil*, **240**, 133-143.

Departament de Medi Ambient (DMA), Generalitat de Catalunya (2004) Cartografia dels hàbitats a Catalunya 1:50.000. <http://mediambient.gencat.cat/cat/inici.jsp>

Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **268**, 25-29.

Firbank, L.G. (1988) *Agrostemma githago* L. (*Lychnis githago* (L.) Scop.). *Journal of Ecology*, **76**, 1232-1246.

Firbank, L.G., Petit, S., Smart, S., Blain, A. & Fuller, R.J. (2008) Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Royal Society Philosophical Transactions Biological Sciences*, **363**, 777-787.

Gabriel, D., Thies, C. & Tschardt, T. (2005) Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution & Systematics*, **7**, 85-93.

Gibson, R.H., Pearce, S., Morris, R.J., Symondson, W.O.C. & Memmott, J. (2007) Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: a whole-farm approach. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 792-803.

Giller, K.E., Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A.M.N. & Swift, M.J. (1997) Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied soil ecology*, **6**, 3-16.

Guijt, W.J. (1996) Policies that work for sustainable agriculture and regenerating rural economies: some methodological considerations. Sustainable agriculture programme, IIED internal publication.

Hendrickx, F., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukáček, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. & Bugter, R. (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 340-351.

Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, R., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Dormann, C.F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stoöckli, R., Thenail, C., van Wingerden & W., Bugter, R. (2006) Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy*, **24**, 165-181.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, **122**, 113-130.

Holzner, W. (1982) Concepts, categories and characteristics of weeds. *Biology and ecology of weeds* (eds W. Holzner & M. Numata), pp. 3-20. Junk Publishers, The Hague.

Idescat (2009) Institut d'estadística de Catalunya. <http://www.idescat.cat/>

INE (2009) Instituto Nacional de Estadística. <http://www.ine.es/>

Karlen, D.L., Varvel, G.E., Bullock, D.G. & Cruse, R.M. (1994) Crop rotations for the 21st-Century. *Advances in Agronomy*, **53**, 1-45.

Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001) Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, **413**, 723-725.

Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Bátyáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T. & Verhulst, J. (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Royal Society Philosophical Transactions Biological Sciences*, **276**, 903-909.

Kuc, A., Conesa, J.A. & Recasens, J. (2003) Identificación de semillas de malas hierbas en granos de trigo tras la cosecha. *Actas Congreso 2003 SEMh*, pp.123-127. Barcelona.

Liebman M. & Staver P.C. (2001) Crop diversification for weed management. *Ecological Management of Agricultural Weeds* (eds M. Liebman, C.L. Mohler & C.P. Staver), pp. 322-374. Cambridge University Press, UK.

Lundkvist A. (2009) Effects of pre- and post-emergence weed harrowing on annual weeds in peas and spring cereals. *Weed Research*, **49**, 409-416

Mas, A.H. & Dietsch, T.V. (2003) An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. *Ecological Applications*, **13**, 1491-1501.

Moreby, S.J., Aebischer, N.J., Southway, S.E. & Sotherton, N.W. (1994) A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology*, **125**, 13-27.

Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J. (2005) Atlas climàtic digital de la península Ibèrica. Metodologia i aplicacions en bioclimatologia i geobotànica, Bellaterra (Barcelona), Universitat Autònoma de Barcelona. <http://webs2002.uab.es/atles-climatic/>

Pinheiro, J.C. & Bates, D.M. (2000) *Mixed-Effects Models in S and S-Plus*. Springer-Verlag, New York, USA.

R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>

Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M. & Alkemade, R. (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **114**, 86-102.

Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T. & Burton, M. (2001) Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics*, **39**, 463-478.

Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. (2002) Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 157-176.

Romero, A., Chamorro, L., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L., José-María, L. & Sans, F.X. (2008b) Effects of landscape agricultural intensification and management on weed species richness in the edges of dryland cereal fields. *Conference of the International Society of Organic Agriculture Research (ISO FAR)*, pp. 640-643, Modena, Italy.

Roschewitz, I., Thies, C. & Tschardtke, T. (2005a) Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields? *Agriculture Ecosystems & Environment*, **105**, 87-99.

Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T. & Thies, C. (2005b) The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 873-882.

Rundlöf, M. & Smith, H.G. (2006) The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 1121-1127.

Shriar, A.J. (2000) Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. *Agroforestry Systems*, **49**, 301-318.

Spahillari, M., Hammer, K., Gladis, T. & Diederichsen, A. (1999) Weeds as part of agrobiodiversity. *Outlook on Agriculture*, **28**, 227-232.

Stevenson, F.C., Légère, A., Simard, R.R., Angers, D.A., Pageau, D. & Lafond, J. (1997) Weed species diversity in spring barley varies with crop rotation and tillage, but not with nutrient source. *Weed Science*, **45**, 798-806.

Tschardtke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, **8**, 857-874.

Weibull, A.C., Östman, O. & Granqvist, Å. (2003) Species richness in agroecosystems: The effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 1335-1355.

Winfrey, R., Williams, N.M., Gaines, H., Ascher, J.S. & Kremen, C. (2008) Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 793-802.

Chapter 3. Land-use intensity, but not landscape complexity, influences weed species richness in dryland cereal fields

Armengot, L.; José-María, L.; Blanco-Moreno, J.M.; Romero-Puente, A.; Sans, F.X.

Departament de Biologia Vegetal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Catalunya (Spain).

Abstract

Land-use intensity and landscape complexity of agro-ecosystems could potentially affect arable weed diversity. However, research on this has produced diverging results, which could be related to the difficulty of finding good indicators to estimate both questions and to the problems in separating their effects. The aim of this study is to evaluate the relative importance of land-use intensity and landscape complexity on weed species richness in dryland cereal fields in the Mediterranean region. To this end, we surveyed the aboveground vegetation, the seedbank and the total weed species in the centre of 11 pairs of organic and conventional winter cereal fields located on a gradient of landscape complexity. Permanent plots with and without weed control were established in each field to obtain an aboveground weed species richness value comparable over all the fields in order to overcome differences in weed control effectiveness and to evaluate whether the pattern observed was influenced by the direct effect of weed control practices. To avoid misinterpretations of the results, we selected landscape and farming descriptors that are not correlated between them. The results indicate that arable weed species richness depends on the intensity of land-use but not on landscape complexity. This pattern was strongly followed by the aboveground weed species richness and, to a lesser extent, by the seedbank and total weed species. The effect of landscape complexity was the same in the vegetation surveys with and without weed control, indicating that this agricultural practice was not hiding any effect. Accordingly, conservation policies in the Mediterranean should be focused on promoting low-intensity agricultural practices, which benefit arable weed species richness in field centres, irrespectively of the surrounding landscape.

Keywords: farming system, field centres, Mediterranean region, multimodel inference, nitrogen inputs, seedbank.

1. Introduction

Most of the literature states that land-use intensity and landscape complexity of agro-ecosystems could potentially affect arable weed diversity. However, research on the effect of these facets of agricultural intensification has produced opposing results. It has been suggested that fields managed less intensively, mainly under organic farming guidelines, usually harbour more species richness than more intensively-managed fields, e.g. under conventional farming (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Nevertheless, some authors have pointed out that organic farming does not always enhance weed species richness (Kleijn *et al.*, 2001; Weibull *et al.*, 2003). On the other hand, landscape complexity has been reported to benefit weed diversity, since complex landscapes support a higher number of habitats than simple landscapes, which may act as a source of propagules for colonizing the fields (Figure 3.1A) (Roschewitz *et al.*, 2005b; Gabriel *et al.*, 2005). However, the high pressure of farming practices in the centre of fields, mainly exerted by weed control (chemical or mechanical), and the short dispersal range of most weeds (Smith *et al.*, 1999; Bischoff & Mahn, 2000; Geertsema & Sprangers, 2002; Devlaeminck *et al.*, 2005) could cause the lack of effect of the landscape context on weed diversity in arable fields (Figure 3.1B) (Marshall, 2009).

In the above-described scenarios, it has been assumed that land-use intensity is lower in organic than in conventional farming and that agricultural practices (e.g. fertilization and weed control) are quite homogenous within each system (Figure 3.1C). However, these premises should not always been accepted (Weibull *et al.*, 2003; Clough *et al.*, 2007) because land-use intensity could be so heterogeneous within each farming system that differences between them could be hardly noticeable (Figure 3.1D). Furthermore, since the increase of land-use intensity and the simplification of the landscape have occurred simultaneously (Herzog *et al.*, 2006) as a part of the process of agricultural intensification, both effects could be difficult to separate (Roschewitz *et al.*, 2005a; Tschamtkke *et al.*, 2005). Thereby, in order to avoid confusing interpretations, landscape and farming descriptors not correlated between them should be selected when trying to understand the role of both aspects on agro-ecosystem diversity.

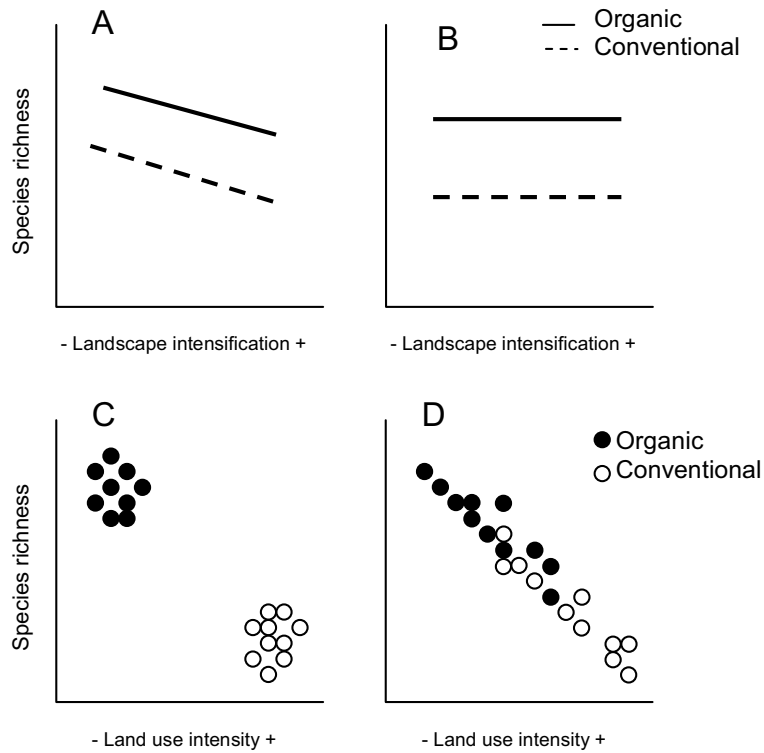


Figure 3.1. Four hypothetical scenarios illustrating the effects of a gradient of landscape complexity (A and B) and a gradient of land-use intensity (C and D) on arable weed species richness in two contrasting agricultural managements, organic and conventional (see text for more details).

The aim of this paper is to evaluate the relative importance of land-use intensity and landscape complexity on weed species richness in dryland cereal fields in the Mediterranean region. To this end, we analysed weed species richness of the aboveground vegetation and the seedbank in the centre of 11 pairs of winter cereal fields (one organic and one conventional) located on a gradient of landscape complexity. Previous studies assessing the effects of agricultural intensification on weed species richness in cereal crops have evaluated weeds regardless of the effectiveness of weed control of the sampling year. Thereby, in the present study, permanent plots with and without weed control were established in each field to obtain a comparable species richness value over all the fields and overcome differences in weed control effectiveness. Moreover, the comparison of species richness in weeded and non-weeded plots should also be useful to evaluate the effect of weed control on aboveground species richness along the gradient of landscape complexity and land-use intensity. In addition, the interaction of weed control with landscape complexity or land-use intensity should reveal whether the pattern observed for these factors was influenced by the direct effect of weed control practices.

The concrete questions we aimed to answer were: 1) what is the relative importance of landscape complexity and land-use intensity on weed species richness in field centres? 2) Does the relative importance of these factors differ depending on the set of species richness analysed (aboveground vegetation, soil seedbank and total species richness)? 3) Do weed control practices affect the pattern of aboveground species richness in relation to landscape complexity and land-use intensity? We expected higher weed species richness in cereal fields embedded in complex landscapes and managed less intensively, whereas lower aboveground weed species richness and higher seed pool depletion should occur in the opposite scenarios. Since agricultural practices can directly affect weed species richness and the effect of landscape complexity could be much more diffuse and stochastic, we also hypothesized that the relative importance of land-use intensity should be higher than that of the surrounding landscape. Studies comparing weed flora in the aboveground vegetation and the seedbank have shown little coupling between the two (Karar, 2002). Accordingly, we expected that the effects of agricultural intensification should be more evident in the seedbank as it is the result of processes that occurred in the past (Geertsema & Sprangers, 2002) and consequently, it could better reflect the effect of the agricultural intensification process over the years.

2. Material and methods

2.1. Study site

The study was conducted between 2006 and 2007 in Central Catalonia (northeastern Iberian Peninsula), at 11 localities differing in agricultural landscape complexity. The studied area covered approximately 100 km × 50 km, extending from 1° 05' to 2° 05' E and from 41° 24' to 42° 05' N and included simple landscapes with a high percentage of arable land around the studied fields (*ca* 99 % in a sector of 1 km radius) and complex landscapes with a lower percentage of arable land (*ca* 25 %). Simple landscapes were dominated by arable fields, with winter barley and wheat as the main crops, while woodlands, shrublands, and perennial natural grasslands appeared intermingled within fields in complex landscapes. Soil was basic and its texture varied from loamy to clayish. The altitude ranged from 250 m to 850 m a.s.l. and the climate was Mediterranean, with mean annual precipitation and temperatures ranging from

300 mm to 600 mm (Servei Meteorològic de Catalunya, 2008), and from 11°C to 14°C, respectively (Ninyerola *et al.*, 2005).

Apart from the gradient in landscape complexity, the main criterion for selecting a locality was the presence of organic farms which had been managed organically at least since 2001 (median = 1996). In each locality, we selected two nearby cereal farms, one organic and one conventional, and from each farm, one winter wheat or barley field. Fields shared similar area (conventional: 1.68 ± 0.22 ha, mean \pm SE; organic: 1.39 ± 0.20 ha; Wilcoxon's paired tests within locality: $P = 0.43$), perimeter (conventional: 558.2 ± 24.82 m; organic: 512.16 ± 37.32 m; $P = 0.36$) and shape (area/perimeter: conventional: 29.36 ± 2.60 ha m⁻¹; organic: 26.44 ± 2.44 ha m⁻¹; $P = 0.48$), which did not correlate with the landscape structure, assessed as the percentage of natural habitats (area: Pearson's correlation coefficient $\rho = -0.24$, $P = 0.305$; perimeter: $\rho = 0.05$, $P = 0.83$; shape: $\rho = -0.38$, $P = 0.09$). Both conventional and organic farmers sowed between September and October 2006.

2.2. Landscape complexity analysis

Landscape complexity was measured around each studied field in a circular sector of 1 km radius using the Catalan Habitats Cartography (Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, 2004), produced at a 1:25,000 scale. In each sector we calculated the area of: 1) arable land, mainly cereals but also vineyards and almond groves, 2) woodlands and shrublands, 3) perennial grasslands, 4) riverside vegetation and 5) human settlements. The proportion of arable land has been widely used as a measure of the agricultural landscape simplification as it correlates with other landscape descriptors. Moreover, these correlations are consistent even in highly contrasted landscapes, such as those of northern and central Europe (Gabriel *et al.*, 2005; Roschewitz *et al.*, 2005b; Rundlöf & Smith, 2006) as well as for Mediterranean landscapes (Romero *et al.*, 2008b). Nevertheless, human settlements were added to arable land to obtain a better estimation of the landscape simplification, hereafter PIL (Percentage cover of Intensive Land-use). PIL is the inverse of the proportion of natural habitats, which could act as a source for seed dispersal into the fields. PIL did not correlate (Pearson's correlation) with mean annual rainfall (513.6 ± 15.2 , mean \pm SE; $\rho = -0.26$, $P = 0.44$), mean annual temperatures (12.7 ± 0.2 ; $\rho = 0.15$, $P = 0.65$) and mean altitude (537.0 ± 55.2 ; $\rho = -0.27$, $P = 0.44$).

2.3. Land-use intensity analysis

Each farmer was interviewed to characterize farming practices of the selected fields for the last 5 years. Questions were used to score the following items: mean annual inputs of exogenous nitrogen, weed control (use of herbicides or weed harrowing), cultivated diversity (number of different plant families in the rotational scheme) and cereal ratio (proportion of cereal crops). Mean annual inputs of exogenous nitrogen was estimated from the type and the amount of fertilisers using local tables of nitrogen content. Preliminary analysis showed high variability in management within organic and conventional fields, but especially among the organic ones (Table 3.1).

	Organic			Conventional		
	Mean \pm SE	Min	Max	Mean \pm SE	Min	Max
N	43.48 \pm 11.68	0	108.7	148.69 \pm 18.97	58.2	228.44
CR	0.42 \pm 0.10	0.2	0.79	0.90 \pm 0.05	0.67	1
CD	3.45 \pm 0.40	2	5	1.26 \pm 0.19	1	3
WC	5/11 [†]	-	-	11/11 [†]	-	-

Table 3.1. Mean \pm SE, minima and maxima for the main agricultural practices of 11 organic and 11 conventional winter cereal fields obtained through questionnaires to the farmers. Variables were referred to the management practices for the last five years before the survey. Nitrogen (N): kg ha⁻¹. Mean value of N-input per year. Cereal ratio (CR): proportion of cereal crops in a 5-year rotational scheme. Cultivated diversity (CD): number of different plant families introduced in the rotation. Weed control (WC)[†]: number of farmers that control weeds in relation to the total farmers interviewed. Organic farmers controlled weeds with a weed harrowing once a year. Conventional farmers applied herbicide once a year as a maximum.

Since agricultural practices could be related with landscape features (Roschewitz *et al.*, 2005a; Hendrickx *et al.*, 2007), these correlations were checked. In order to separate the effects of farming practices from the effects of landscape complexity, we used the mean annual inputs of nitrogen (hereafter N) as a measure of land-use intensity, because cereal ratio and cultivated diversity were highly related to PIL in the organic fields (Table 3.2a). N was independent of landscape complexity and correlated with some farming practices (Table 3.2b). In addition, N has been previously used as an indicator of land-use intensity, together with other variables (Giller *et al.*, 1997; Donald *et al.*, 2001; Decaëns & Jiménez, 2002; Herzog *et al.*, 2006) or alone (Firbank *et al.*, 2008; Kleijn *et al.*, 2009). Accordingly, we performed the analysis using N (N dataset) and afterwards, using farming system (hereafter FS, FS dataset), as measures of land-

use intensity. The comparison of both analyses should be useful to test the adequacy of N in relation to the traditional dichotomy between organic and conventional farming for measuring land-use intensity and, in addition, to evaluate whether working with related variables (FS and PIL) could lead to confounding results.

	All	Organic	Conventional
<i>a) Landscape complexity (PIL)</i>			
Nitrogen	0.28	0.30	0.24
Cereal ratio	0.45*	0.73*	0.06
Cultivated diversity	0.39+	0.68*	0.05
Weed control	-	0.53	-
<i>b) Nitrogen (N)</i>			
Cereal ratio	0.63**	0.73*	0.22
Cultivated diversity	0.57**	0.79*	0.17
Weed control	-	0.53	-

Table 3.2. Pearson’s correlations between the agricultural practices obtained through questionnaires to the farmers and a) landscape complexity (PIL) and b) mean annual nitrogen inputs fertilization (N). Correlations were checked for all the fields and for organic and conventional fields separately. We could not test the correlation for weed control in the conventional fields because all the farmers applied herbicide. + $P < 0.1$, * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$.

2.4. Experimental design

After the cereal sowing, we randomly placed four 7 m × 7 m blocks in the centre of each field and at least 10 m away from the field edge. In each block, we delimited three 2 m × 2 m plots 3 m apart and two of them were assigned to weed control treatment (hereafter, WC). In one plot, weeds were controlled by means of herbicides in the conventional fields and by harrowing in the organic ones, while weeds were not controlled in the other plot. In order to prevent the detrimental effect of herbicides, we covered the plots with a plastic sheet that was removed immediately after herbicide application. Similarly, non-weeded plots in the organic fields were well delimited with rods to avoid weed harrowing. Farmers performed all the practices with their own equipment. The third plot of each block was used for the seedbank sampling (see below).

2.5. Weed community sampling

Aboveground weed surveys were conducted in June 2007, before crop harvest. All weed species present in each plot were recorded. Weed seedbank was sampled in autumn 2006, immediately after the cereal sowing. A detailed description of the method is given by Gibson (2002). Twenty-four soil samples (3 cm diameter \times 10 cm depth) were randomly taken from one 2 m \times 2 m plot in each block. Soil samples from each plot were crumbled and spread evenly on three 23 \times 15 \times 4 cm aluminum trays with 0.5 l of inert substrate (perlite and vermiculite) to ease drainage. Trays were placed on a bench in a non-heated greenhouse where they were kept well watered and under natural light. The bench was covered with a mosquito net to prevent contamination with seeds from the surrounding area. Positions of the boxes were randomized every 1-2 weeks. Emergence was monitored for 14 months. Initially seedlings were recorded weekly, but we increased the census interval after some months. At each census, new seedlings were counted and removed if they were identified or marked for later identification. Nomenclature followed de Bolòs *et al.* (2005). The number of weed species in the seed bank per block within each field was obtained from the list of species of all sampling dates. Finally, weed lists of the aboveground vegetation and the seedbank were merged to estimate total weed species richness per field.

2.6. Statistical analysis

Response variables were analysed using linear mixed-effect models (LMM), which account for random effects and nested sampling designs (Pinheiro & Bates, 2000). The effects of landscape complexity (PIL), land-use intensity, measured as nitrogen inputs (N) or farming system (FS) (organic vs conventional), weed control (WC) (weed control vs no weed control) and all the interactions on aboveground weed species richness were tested as fixed factors, and locality, field and block as random factors with the following error structure (number of levels in parenthesis): locality (11) / field (2) / block (4). For seedbank species richness and for total species richness, we tested the effects of PIL, land-use intensity (N or FS) and their interaction as fixed factors. As random factors, locality and field were introduced for the seedbank, and locality for all species. Since absolute values of PIL and N differed significantly, they were standardized to have a mean of zero and a standard deviation of one, which

enabled comparison of their effects based on regression coefficients (Hendrickx *et al.*, 2007).

Statistical analyses were performed following the multimodel inference (MMI) method (Burnham & Anderson, 2002). This method allows inference to be made on the basis of all the models from an *a priori* set, rather than based only on the best estimated model. For aboveground weed species richness, we included 19 models in the set of candidate models, which comprised all the possible combinations of the variables, while 5 models were tested for seedbank species richness and for total species richness. For each analysis, we ranked individual models by Akaike's information criterion corrected for small samples (AICc) comparing the loss of information of each model in relation to the best estimated model, which has the minimum value of AICc ($\Delta_i = \text{AICc}_i - \text{AICc}_{\min}$). Afterwards, we calculated the Akaike weight (w_i) of each model, which indicates the probability of being the best model among the whole set of candidate models. Moreover, we computed the evidence ratios comparing Akaike weights of the best model and the competing models to determine to what extent it is better than any other (Evidence ratio = w_j / w_i , where j is the best model). Model-averaged parameter estimates and their unconditional standard errors were calculated from the entire set of models. We calculated a 95 % confidence set of models to present and discuss our results, which were the smallest subset of candidate models selected sequentially adding the Akaike weights of ranked models until the total was higher than 0.95. We estimated 95 % confidence intervals to assess the magnitude of the effect of each variable. Narrow intervals indicate precise estimates and the effect of a variable is strong when the confidence intervals exclude 0.

Before conducting the analysis we assessed the fit of the global model (the most complex model of the set) through normality and unbiasedness of residuals, and through the predictive power of the model. We assume that if the global model fits, simpler models also fit because they originate from the global model (Cooch & White, 2001; Burnham & Anderson, 2002). We carried out statistical analyses under R 2.7.1 (R Development Core Team, 2008) with package "lme4" (Bates *et al.*, 2008) for mixed models. In the text and tables, weed control parameters stand for chemical and mechanical weed control in relation to no weed control and coefficients for farming system stand for organic fields in relation to conventional ones.

3. Results

3.1. Species richness overview

In total, we recorded 128 weed species: 81 in the aboveground surveys and 95 in the seed bank. Thirty-three species only appeared in the aboveground vegetation and 47 only in the seedbank. We recorded 71 species in the conventionally managed fields and 112 in the organically managed fields. Fourteen species were detected in the conventional fields, but not in the organic fields, and 55 only in the organic fields. Table 3.3 summarises species richness in the aboveground surveys (with and without weed control), the seedbank and total weed species for each farming system.

Species richness	Mean \pm SE		Minimum		Maximum	
	Org	Con	Org	Con	Org	Con
Aboveground Vegetation						
<i>Non-weeded</i>	14.70 \pm 1.25	10.73 \pm 1.38	9	4	20	20
<i>Weeded</i>	16.20 \pm 1.53	6.45 \pm 0.99	10	2	23	13
Seedbank	25.90 \pm 2.17	21.82 \pm 1.84	17	11	40	30
All species	35.00 \pm 2.37	26.45 \pm 1.98	26	15	46	38

Table 3.3. Species richness in the aboveground vegetation (with and without control), the seedbank and the total species for each farming system. Weed control was chemical for the conventional fields (Con) and mechanical for the organic fields (Org). Mean \pm SE, minima and maxima for 11 conventional and 11 organic winter cereal fields.

3.2. Aboveground weed species richness

The model selection method suggested that only 4 out of the 19 candidates should be taken into consideration as plausible models (i.e. the 95 % confidence set of models) for the N dataset ($\sum w_i = 0.96$) (Table 3.4a). Although model 9 was better than the others, the evidence ratio with the competing models recommended basing our inferences on the four models. All the models in the 95 % confidence set included N, WC and their interaction. Confidence intervals and their estimated magnitude of effect showed strong support for these variables (Table 3.5a), indicating that high values of land-use intensity, measured as N, and WC, negatively influenced aboveground weed species richness. Their interaction (N:WC) revealed that WC more negatively affected

weed species richness in high-intensively managed fields, which mainly correspond to conventional fields with chemical weed control (Figure 3.2). Unlike the above-mentioned variables, PIL and its interaction with N and WC received weaker support because their confidence intervals included 0 and their averaged coefficients had little effect compared to those of N. Moreover, these interactions were only found in the two models with the lowest w_i (Table 3.4a).

ID	Models	AICc	Δ_i	w_i	ER
<i>a) Models based on nitrogen fertilization</i>					
9	<i>N + WC + N:WC</i>	815.59	0.00	0.62	-
13	<i>N + PIL + WC + N:WC</i>	817.72	2.13	0.21	2.95
17	<i>N + PIL + WC + PIL:N + N:WC</i>	819.42	3.84	0.09	6.89
15	<i>N + PIL + WC + PIL:WC + N:WC</i>	819.97	4.38	0.07	8.86
<i>b) Models based on farming system</i>					
17	<i>FS + PIL + WC + PIL:FS + FS:WC</i>	800.03	0.00	0.38	-
9	<i>FS + WC + FS:WC</i>	800.40	0.37	0.32	1.18
18	<i>FS + PIL + WC + PIL:FS + FS:WC + PIL:WC</i>	802.29	2.26	0.12	3.16
13	<i>FS + PIL + WC + FS:WC</i>	802.55	2.53	0.11	3.45
19	<i>FS + PIL + WC + PIL:FS + FS:WC + PIL:WC + PIL:FS:WC</i>	803.54	3.51	0.07	5.43

Table 3.4. Candidate models included in the 95 % confidence set for the aboveground weed survey, computed with a) the mean annual nitrogen inputs and with b) farming system as measures of land-use intensity. The table indicates the variables included in the model (N: Nitrogen input, FS: farming system, PIL: Percentage cover of Intensive Land-use, WC: weed control) and their interactions, the AIC corrected for small samples, delta weight (difference between the AICc for a given model and the best fitting model), the model selection probability (w_i) and the evidence ratios (ER). Models in italics are shared in both confidence sets.

Models based on the FS dataset yielded broadly similar patterns to the one described above with the N dataset (Table 3.4b). The model selection method suggested 5 plausible models in the 95 % confidence set ($\sum w_i = 0.97$). As before, they all include FS, WC and their interaction (FS:WC), with strong support based on the estimated magnitude of their effect and the confidence intervals (Table 3.5b). The averaged coefficients revealed a positive influence of organic farming on aboveground weed species richness and a negative influence of weed control in conventional fields, but not in organic ones. PIL was not supported either by the confidence intervals or by the estimated coefficient and, therefore, it prevents us from considering this variable as a good predictor for inference.

Predictor	Estimate	UnSE	CI
<i>a) Models based on nitrogen fertilization</i>			
Intercept	7.62	0.56	8.72, 6.51
Nitrogen (N)	-1.90	0.56	-0.79, -3.00
PIL	0.20	0.56	1.31, -0.91
Weed control (WC)	-1.18	0.26	-0.67, -1.70
N:WC	-1.28	0.24	-0.80, -1.75
PIL:N	0.44	0.58	1.58, -0.70
PIL:WC	-0.01	0.28	0.20, -0.22
<i>b) Models based on farming system</i>			
Intercept	5.75	0.77	7.25, 4.25
Farming system (FS)	3.58	0.94	5.43, 1.74
PIL	1.23	0.89	2.98, -0.53
Weed control (WC)	-2.77	0.34	-2.11, -3.43
FS:WC	3.18	0.46	4.09, 2.27
PIL:FS	-2.25	0.84	-0.61, -3.90
PIL:WC	-0.06	0.31	0.56, -0.67
PIL:WC:FS	0.50	0.49	1.46, -0.46

Table 3.5. Results of information-theoretic-based model selection and multimodel inference for the aboveground weed survey computed for a) mean annual nitrogen input candidate models set and for b) farming system candidate models set. Variables included in the models were: land-use intensity, measured as mean annual nitrogen inputs (N) or farming system (FS), landscape complexity (PIL) and weed control (WC). The table indicates final model-averaged parameter estimates, unconditional standard errors (UnSE, weighted by selection probabilities following Burnham & Anderson, 2002) and a 95 % confidence interval (CI) for all model predictors. Coefficients for weed control stand for chemical or mechanical weed control in relation to no weed control and coefficients for farming system stand for organic in relation to conventional fields.

Nevertheless, the interaction PIL:FS received good support (Table 3.5b). This interaction revealed a different trend in the effect of the PIL in organic and conventional fields, with a decrease of weed species richness in simple landscapes only in organic fields. However, due to the weak support of the PIL as a predictor variable and the correlations between some agricultural practices and landscape complexity, we need to be cautious when interpreting this result.

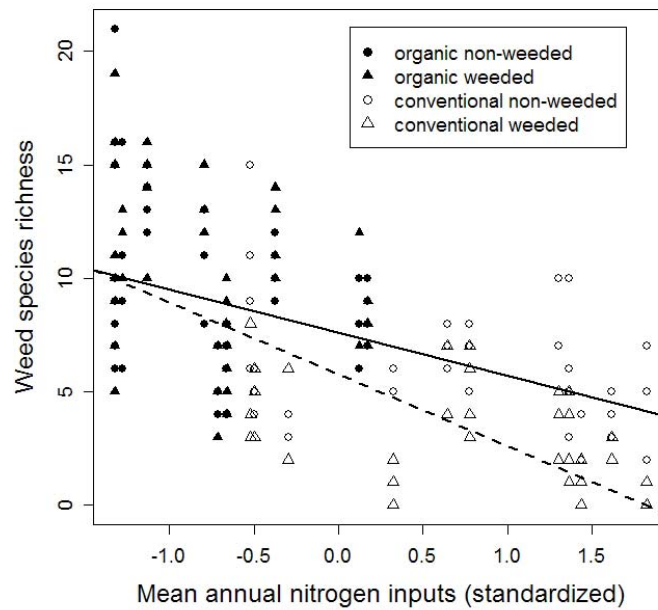


Figure 3.2. Weed species richness in relation to land use intensification measured as total annual nitrogen inputs (standardized) and weed control practices. Continuous line stands for non-weeded plots and dashed line stands for weeded plots.

3.3. Weed seedbank species richness

Analysis of weed seedbank species richness revealed that none of the variables measured with the N dataset were good predictors. The best fitted model in the 95 % confidence set was the null model, without including any of the studied variables (Tables 3.6a). N and PIL averaged coefficients showed a negative effect on seedbank species richness but with very weak support (Table 3.7a). Conversely, farming system received some support from the analysis with the FS dataset. However, the wide intervals of the confidence set indicated that it was not a precise estimate (Tables 3.6a and 3.7a).

3.4. Total weed species richness

Only N and FS seemed good variables to make inference of total weed species richness. The best model in the 95 % confidence set was the model with only N or FS (Table 3.6b) and the confidence intervals, which did not include 0, revealed support to the negative effect of intensive land-use on total weed species richness (Table 3.7b). Nevertheless, the wide confidence intervals indicated again that they were not precise estimates.

ID	Models	AICc	Δ_i	w_i	ER	ID	Models	AICc	Δ_i	w_i	ER
<i>a) Models based on nitrogen fertilization</i>						<i>b) Models based on farming system</i>					
i) Seedbank											
1	Intercept	501.27	0.00	0.38	-	4	FS	497.69	0.00	0.59	-
4	N	501.63	0.36	0.32	1.19	2	PIL+FS	499.92	2.23	0.19	3.11
3	PIL	502.68	1.40	0.19	2.00	1	Intercept	501.27	3.58	0.10	5.90
2	PIL+N	203.54	2.27	0.12	3.17	5	PIL+FS+PIL:FS	502.23	4.53	0.06	9.83
ii) Total species											
4	N	157.65	0.00	0.73	-	4	FS	155.86	0.00	0.76	-
2	PIL+ N	160.86	3.22	0.15	4.87	2	PIL+FS	159.10	3.24	0.15	5.07
1	Intercept	161.25	3.60	0.12	6.08	1	Intercept	161.25	5.38	0.05	15.20

Table 3.6. Candidate models included in the 95 % confidence set for i) the seedbank and ii) total species computed for a) the mean annual nitrogen input candidate models set and for b) the farming system candidate models set. The table indicates the variables included in the model (N: mean annual nitrogen inputs, FS: Farming system and PIL: Percentage cover of Intensive Land-use), the AIC corrected for small samples (AICc), delta weight (difference between the AICc for a given model and the best fitting model), the model selection probability (w_i) and the evidence ratios (ER).

Predictor	Est.	UnSE	CI	Predictor	Est.	UnSE	CI
<i>a) Models based on nitrogen fertilization</i>				<i>b) Models based on farming system</i>			
i) Seedbank							
Intercept	13.17	1.09	15.31, 11.03	Intercept	11.86	1.34	14.48, 9.23
Nitrogen	-1.08	0.80	0.49, -2.65	FS	3.09	1.14	5.32, 0.86
PIL	-0.83	1.04	1.21, -2.87	PIL	-0.44	1.08	1.68, -2.56
				PIL:FS	-0.28	1.24	2.71, -2.15
ii) Total species							
Intercept	30.95	1.50	33.90, 28.01	Intercept	26.76	2.18	31.03, 22.49
Nitrogen	-4.16	1.50	-1.21, -7.10	FS	8.97	2.76	14.38, 3.56
PIL	-0.74	1.57	2.33, -3.81	PIL	-0.51	1.62	2.67, -3.69

Table 3.7. Results of information-theoretic-based model selection and multimodel inference for i) the seed bank and ii) total species richness computed for a) mean annual nitrogen inputs (N) and b) farming system (FS) candidate models set. The table indicates final model-averaged parameter estimates, unconditional standard errors (weighted by selection probabilities following Burnham and Anderson, 2002) and a 95 % confidence interval (CI) for all model predictors. Coefficients for farming system stand for organic in relation to conventional fields.

4. Discussion

4.1. Effect of agricultural intensification on aboveground species richness

4.1.1. Land-use intensity

Land-use intensity, assessed as total annual nitrogen inputs and farming system, had a considerable negative influence on aboveground weed species richness irrespectively of the surrounding landscape. The positive effects of low-intensive farming on weed species richness was in accordance with previous studies (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005; Kleijn *et al.*, 2009) which highlight the influence of agricultural practices on weed diversity. Results of both measures of land-use intensity did not differ greatly, indicating that they provided similar information. Nonetheless, total annual nitrogen inputs could be more accurate than the traditional dichotomy between organic and conventional farming because it allows us to distinguish a gradient of land-use intensity within each farming type, which is especially recommended when agricultural practices are not sharply differentiated between farming systems (Weibull *et al.*, 2003).

In the present study, however, the additional value of using total annual nitrogen inputs lies in its independence from landscape complexity. Hence, we were able to separate the effect of agricultural practices from the landscape context on weed species richness. In the farming system dataset, correlations between some aspects of the farming system and the surrounding landscape could explain the support found in the interaction between farming system and landscape complexity. In our study area, organic farmers managed more intensively (simpler crop rotations, see Table 3.2a) in areas with simple landscapes (higher percentage of arable land). Fields embedded in simple landscapes harbored lower species richness than those in complex landscapes, which corresponded to areas where fields were managed less intensively. However, we did not observe any strong relationship for the conventional fields because the intensity of management was similar along the gradient of landscape complexity. Hence, it is strongly recommended to check for correlation between variables related to land-use intensity and landscape features because, although they were based on independent characteristic measurements, they could be related and lead to confounding results. Inferences with related data should be avoided for the analysis of causal relationships.

4.1.2. Landscape complexity

Our analyses in the centre of the fields did not support the positive effect of complex landscapes on weed diversity. The lack of influence of the surrounding landscape in our study may be attributed to several possible causes. Firstly, the low range of seed dispersal of many weeds (Rew *et al.*, 1996; Bischoff & Mahn, 2000; Geertsema & Sprangers, 2002; Devlaeminck *et al.*, 2005; Kohler *et al.*, 2008) could limit their spread into the fields. Moreover, seed introduction by poorly composted manure, re-sowing cereals infested by weeds (Fenner and Thompson, 2005) and by crop management machinery (Strykstra *et al.*, 1996; Coulson *et al.*, 2001) are also important factors that could contribute to seed dispersal. Unfortunately, few studies have addressed dispersal processes either directly from the surrounding landscape (because of the difficulty of assessing dispersal on this scale; Geertsema, 2005) or indirectly through farming activities, to obtain further insights into their importance in maintaining weed diversity within crops.

Secondly, although seeds from the surrounding habitats could reach arable fields, agricultural practices could hinder the establishment of viable populations. Weed control practices, but in general all farming operations (i.e. soil labouring, cereal sowing, fertilisation) are more efficiently performed in the centre of the fields than at the edges (Wagner & Edwards, 2001; Romero *et al.*, 2008a). Hence, in field centres, due to the higher agricultural pressure and the lower probability of seed arrival because of the distance to field margins (Marshall, 1989), it should be more difficult to detect any effect of the landscape context. In this sense, most studies reporting some effect of the landscape context on plant diversity have been focused on field boundaries or merging data of field centres and crop edges (Weibull *et al.*, 2003; Roschewitz *et al.*, 2005b; Boutin *et al.*, 2008). Furthermore, studies performed in field centres have not found any significant effect of the surrounding landscape (Gabriel *et al.*, 2006; Marshall, 2009), although Gabriel *et al.* (2005) reported some correlations between landscape features and weed species richness. Moreover, differences in landscape descriptors among studies, as well as the scale at which they were used, highlights the need for more research to clarify the role of the surrounding landscape on weed diversity within fields.

4.1.3. Weed control practices

Weed control negatively affected aboveground weed species richness in conventional fields but not in organic ones, as revealed by its interaction with farming system or total annual nitrogen inputs. Application of herbicides is the agricultural practice that exerts the largest negative influence on weed species richness and abundance (Doucet *et al.*, 1999; Hyvönen & Salonen, 2002). However, although the lack of herbicides in non-weeded plots resulted in higher species richness, values were much lower than in organic fields (Table 3). As Hyvönen (2007) reported, some years of extensive management are needed to revert the long-term negative effects of intensive agricultural practices.

The pattern of aboveground weed species richness in relation to landscape complexity was not affected by weed control, as we did not find any support for their interaction. Therefore, we can assume that weed control practices do not have a confounding effect on the role of landscape complexity (i.e. weed control practices have not hidden any effect of the surrounding habitats on weed species richness).

4.2. Effect of agricultural intensification on seedbank species richness

Contrary to our expectations, we were unable to make strong inferences of our studied variables from the seedbank, as we did not find any relevant effect of landscape complexity and land-use intensity on weed species richness. Although some studies have reported an enhancement of species richness in the seedbank under organic farming (Menalled *et al.*, 2001; Albrecht, 2005), lack of evidence of the effect of land-use intensity has also been described (Davies *et al.*, 1997; Sjursen, 2001). In our study, since we measured the germinable seedbank for 14 months, we recorded weeds that grow during the cereal growing period (approx October-June) but also weeds that germinate after it and, therefore, they could not be detected in the aboveground surveys. The later species were not under pressure from agricultural practices because most organic and conventional farmers do not till their fields until they prepare the soil for the next season. This fact could have contributed to equal the number of species among fields in the seedbank. Nevertheless, a trend towards higher weed species richness under low land-use intensity was observed, which was more evident in the FS than in the N dataset. The application of herbicides in conventional fields over the years may have

contributed to a certain level of erosion of the seedbank. It was therefore easier to detect by comparing management systems than using annual nitrogen inputs, since the gradient of nitrogen fertilization did not separate both farming systems in two clear groups.

4.3. Effect of agricultural intensification on total weed species

The analysis of total weed species richness did not reveal any emergent effect of the studied factors, but reinforced the tendency found in the seedbank and the pattern of the aboveground vegetation: strong negative influence on weed species richness by land-use intensity (measured as farming system or total annual nitrogen inputs) but not by landscape complexity. However, the relative importance of both measures of land-use intensity on total weed species richness was lower compared to their effects on the aboveground vegetation, in relation to the inherent variability provided by the seedbank (Davis *et al.*, 2005), coupled with the presence of many weeds in the seedbank that are not directly affected by cereal management because they emerge after the cropping period.

4.4. Conclusions

The results of our study indicate that arable weed species richness depends on the intensity of land-use but not on landscape complexity. This pattern was strong for aboveground weed species richness and, to a lesser extent, for seedbank and total species. The selection of landscape and farming descriptors which were not correlated between them allow us to ensure that the relative importance of both factors was not a consequence of dependent measures. In addition, vegetation surveys without weed control prevented any confounding effect of this agricultural practice, overcoming its heterogeneity between fields, at least in the sampling year. Accordingly, for strategies of weed diversity conservation within arable fields in a Mediterranean context, policies should be focused on promoting low-intensity agricultural practices because they benefit arable weed species richness in field centres irrespectively of the surrounding landscape.

Acknowledgements

We thank the farmers for their collaboration and the members of the University of Barcelona's Department of Plant Biology for field and office assistance. We also thank

J. Romanyà for his help with nitrogen input data calculations. This research was funded by the Spanish Ministry of Education and Science with a fellowship to the first author and the projects CGL2006-13190-C03-01 and CGL2009-13497-C02-01.

5. References

Albrecht, H. (2005) Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research*, **45**, 339-350.

Bates, D., Maechler & M., Dai, B. (2008) lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. Version: 0.999375-26. <http://lme4.r-forge.r-project.org/>

Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.C. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 261-269.

Bischoff, A. & Mahn, E.G. (2000) The effects of nitrogen and diaspore availability on the regeneration of weed communities following extensification. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **77**, 237-246.

Boutin, C., Baril, A. & Martin, P. A. (2008) Plant diversity in crop fields and woody hedgerows of organic and conventional farms in contrasting landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **123**, 185-193.

de Bolòs, O., Vigo, J., Masalles, R.M. & Ninot, J.M. (2005) *Flora Manual dels Països Catalans*. 3rd Ed. Pòrtic, Barcelona.

Burnham K.P. & Anderson D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Edn. Springer-Verlag, New York, USA.

Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2007) Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 804-812.

Cooch E. & White, G. (2001) Program MARK: Analysis of Data from Marked Individuals, "A Gentle Introduction". <http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.html>

Coulson, S.J., Bullock, J. M., Stevenson, M.J. & Pywell, R.F. (2001) Colonization of grassland by sown species: Dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 204-216.

Davies, D.H.K., Christal, A., Talbot, M., Lawson, H.M. & Wright, G.M. (1997) Changes in weed populations in the conversion of two arable farms to organic farming. *Brighton Crop Protection Conference*, pp. 973-978, UK.

Davis A.S., Renner K.A. & Gross, K.L. (2005) Weed seedbank and community shifts in a long-term cropping systems experiment. *Weed Science*, **53**, 296-306.

Decaëns, T. & Jiménez, J.J. (2002) Earthworm communities under an agricultural intensification gradient in Colombia. *Plant & Soil*, **240**, 133-143.

Departament de Medi Ambient (DMA), Generalitat de Catalunya (2004) Cartografia dels hàbitats a Catalunya 1:50.000.

Devlaeminck, R., Bossuyt, B. & Hermy, M. (2005) Seed dispersal from a forest into adjacent cropland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **107**, 57-64.

Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **268**, 25-29.

Doucet, C., Weaver, S. E., Hamill, A. S. & Zhang, J. (1999) Separating the effects of crop rotation from weed management on weed density and diversity. *Weed Science*, **47**, 729-735.

Fenner, M. & Thompson, K. (2005) *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, United Kingdom.

Firbank, L.G., Petit, S., Smart, S., Blain, A. & Fuller, R.J. (2008) Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: A British perspective. *Royal Society Philosophical Transactions Biological Sciences*, **363**, 777-787.

Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke & T., Thies, C. (2006) Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications*, **16**, 2011-2021.

Gabriel, D., Thies, C. & Tschardtke, T. (2005) Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution & Systematics*, **7**, 85-93.

Geertsema, W. (2005) Spatial dynamics of plant species in an agricultural landscape in the Netherlands. *Plant Ecology*, **178**, 237-247.

Geertsema, W. & Sprangers, J.T.C.M. (2002) Plant distribution patterns related to species characteristics and spatial and temporal habitat heterogeneity in a network of ditch banks. *Plant Ecology*, **162**, 91-108.

Gibson D.J. (2002) *Methods in comparative plant population ecology*. Oxford University Press, New York.

Giller, K.E., Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A.M.N. & Swift, M.J. (1997) Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology*, **6**, 3-16.

Hendrickx, F., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukáček, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J. & Roubalova, M. (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 340-351.

Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, De Blust, G., De Cocke, R., Dirksen, J., Dormann, C.F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stöckli, R., Thenail, C., van Wingerden, W. & Bugter, R. (2006) Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy*, **24**, 165-181.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, **122**, 113-130.

Hyvönen, T. (2007) Can conversion to organic farming restore the species composition of arable weed communities? *Biological Conservation*, **137**, 382-390.

Hyvönen, T. & Salonen, J. (2002) Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels - a six-year experiment. *Plant Ecology*, **159**, 73-81.

Karar, R.O. (2002) Studies of the weed ecology of the Gezira scheme. Sudan: an ecological and socio-economic perspective. PhD Thesis, University of Liverpool, UK.

Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001) Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, **413**, 723-725.

Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tscharrntke, T. & Verhulst J. (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Royal Society Philosophical Transactions Biological Sciences*, **276**, 903-909.

Kohler, F., Verhulst, J., van Klink, R. & Kleijn, D. (2008) At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *Journal of Applied Ecology*, **45**, 753-762.

Marshall, E.J.P. (1989) Distribution patterns of plants associated with arable field edges. *Journal of Applied Ecology*, **26**, 247-257.

Marshall, E.J.P. (2009) The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. *Weed Research*, **49**, 107-115.

Menalled, F.D., Gross, K.L. & Hammond, M. (2001) Weed aboveground and seedbank community responses to agricultural management systems. *Ecological Applications*, **11**, 1586-1601.

Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J. (2005) Atlas climàtic digital de la península Ibèrica. Metodologia i aplicacions en bioclimatologia i geobotànica, Bellaterra (Barcelona), Universitat Autònoma de Barcelona.

Pinheiro, J.C. & Bates, D.M. (2000) *Mixed-Effects Models in S and S-Plus*. Springer-Verlag, New York, USA.

R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

Rew, L.J., Froud-Williams, R.J. & Boatman, N.D. (1996) Dispersal of *Bromus sterilis* and *Anthriscus sylvestris* seed within arable field margins. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **59**, 107-114.

Romero, A., Chamorro, L. & Sans, F. X. (2008a) Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **124**, 97-104.

Romero, A., Chamorro, L., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L., José-María, L. & Sans, F.X. (2008b) Effects of landscape agricultural intensification and management on weed species richness in the edges of dryland cereal fields. *Conference of the International Society of Organic Agriculture Research (ISO FAR)*, pp. 640-643, Modena, Italy.

Roschewitz, I., Thies, C. & Tschardtke, T. (2005a) Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields? *Agriculture Ecosystems & Environment*, **105**, 87-99.

Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke & T., Thies, C. (2005b) The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 873-882.

Rundlöf & M., Smith, H.G. (2006) The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 1121-1127.

Servei Meteorològic de Catalunya (2008) Informe sobre la precipitació mesurada a Catalunya durant l'any pluviomètric 2007-2008, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, http://www.meteo.cat/mediamb_xemec/servmet/pagines/resum/any_pluviometric_2006-2007.pdf

Sjursen, H. (2001) Change of the weed seed bank during the first complete six-course crop rotation after conversion from conventional to organic farming. *Biological Agriculture & Horticulture*. **19**, 71-90.

Smith, H., Firbank, L.G. & Macdonald, D.W. (1999) Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. *Biological Conservation*, **89**, 107-111.

Strykstra, R. J., Bekker, R.M. & Verweij, G.L. (1996) Establishment of *Rhinanthus angustifolius* in a successional hayfield after seed dispersal by mowing machinery. *Acta Botanica Neerlandica*, **45**, 557-562.

Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, **8**, 857-874.

Wagner, H. H. & Edwards, P.J. (2001) Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology*, **16**, 121-131.

Weibull, A.C., Östman, O. & Granqvist, Å. (2003) Species richness in agroecosystems: The effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity & Conservation*, **12**, 1335-1355.

Chapter 4. Influence of farming system on invasibility and on invasion effects: a study case involving annual grasses in dryland cereal fields

Armengot, L.; José-María, L.; Sans, F.X.

Departament de Biologia Vegetal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Catalunya (Spain).

Abstract

Although agricultural land is one of the most invaded habitats, few studies have addressed the effects of invasion processes on it. Moreover some native weeds are rapidly increasing their abundance and geographic range. Thus, in this study, we evaluated invasion success of two native invaders (*Avena sterilis* and *Lolium rigidum*) in wheat fields under contrasting farming systems, organic and conventional, which mainly differ in resident weed diversity (greater under organic farming) and nutrient availability (greater under conventional farming). The invasion process was simulated by sowing seeds of both invaders at different densities. We also assessed their effects on crop yield, on resident weeds and on two rare and threatened weeds (*Agrostemma githago* and *Vaccaria hispanica*). The results showed that invasion success was clearly affected by the invader identity and the propagule supply, but not by the farming system. Overall, invasion effects on wheat yield and resident weeds also depended on invader identity and on the severity of the invasion, with more negative effects under *A. sterilis* invasion and high propagule supply. However, these effects depended on the farming system: wheat yield was more negatively affected by the invasion process under organic management, whereas resident weeds and the persistence of both rare species were more sensitive to invasion under conventional farming. Hence, from a biodiversity conservation standpoint, organic farming should be promoted, as it preserve weed diversity and the local persistence of rare weeds when *A. sterilis* and *L. rigidum* invasion occur.

Keywords: *Avena sterilis*, *Lolium rigidum*, nutrient supply, organic farming, propagule supply, weed species richness.

1. Introduction

Agricultural systems are generally thought of as invasible, because they are species-poor, disturbed, nutrient-rich environments (Booth *et al.*, 2004). Actually, arable land is one of the most highly invaded habitats (Chytrý *et al.* 2009) and, in addition, some weed species are rapidly increasing their abundance and geographic range (e.g. Hooftman *et al.* 2006; Recasens *et al.* 1996). However, while the negative effects of both alien and native weed species on crop yield have been widely discussed (Pimentel *et al.*, 2000; Boström *et al.*, 2003; Milberg & Hallgren, 2004; Vilà *et al.*, 2004), the impact of invasive plants on arable weed diversity has received little attention (Pal, 2004).

Biological invasions are essentially context-specific processes, i.e. they depend on complex interactions between the invader species and the target community (Alpert *et al.*, 2000). Therefore, in agro-ecosystems, farming system (organic or conventional) could have an influence on invasion success. Greater diversity of resident weeds in organic, as compared with conventionally managed fields (Hole *et al.*, 2005), could provide higher resistance to invasion (biotic resistance hypothesis; Elton, 1958) owing to a more efficient use of resources (Levine & D'Antonio, 1999; Shea & Chesson, 2002). In addition, greater nutrient availability in conventional fields due to more intensive fertilisation and higher rates of nutrient release from mineral fertilisers as compared with organic ones (Poutala *et al.*, 1994; Liebman & Davis, 2000) could promote invasion processes (fluctuating resources availability hypothesis; Davis *et al.*, 2000). However, although both hypotheses have been tested in several systems (Levine, 2000; Davis & Pelsor, 2001; Kennedy *et al.*, 2002), few studies, to our knowledge, have been carried out in arable fields differing in weed diversity and availability of resources (but see Sandler *et al.*, 2007). Moreover, propagule supply and the identity of invaders (Lockwood *et al.*, 2005; Von Holle & Simberloff, 2005) and the dominant species in the invaded community (Emery, 2007) have also been reported as relevant factors affecting community invasibility.

Although the term *invader* is mainly used for alien species (Richardson *et al.*, 2000), processes that admit them are essentially the same ones that facilitate colonisation by native species (Davis *et al.*, 2000). Accordingly, we considered that native species can also cause invasive processes (Alpert *et al.*, 2000). In this respect,

weed communities of winter cereal crops in many Mediterranean climate areas are dominated by *Lolium rigidum* Gaudin (annual ryegrass) and *Avena sterilis* L. (wild oat) (Pannell & Gill, 1994), which are two of the most abundant and troublesome weed species (Medd, 1996; Izquierdo *et al.*, 2003; Romero *et al.*, 2008a). However, although they have been studied for a long time because of their effect on crop yield (Lemerle *et al.*, 1995; Fernández-Quintanilla *et al.*, 2006) and the appearance of herbicide-resistant genotypes (Heap, 1997), their effects on resident arable weed communities have not yet been tested.

Thus, in this study we aimed to analyse the invasion success of *A. sterilis* and *L. rigidum* in relation to farming system, as well as their invasion effects on wheat yield and on the resident weed community of dryland cereal fields. To this end, we carried out a field experiment based on simulated invasion, performed by sowing seeds of the two invaders at different densities in two fields subject to differing farming systems. Seed addition at different densities allowed us to analyse the effect of propagule pressure and characterise the invasibility of the two farming systems by overcoming issues of propagule limitation. In addition, we assessed the persistence under invasion of two rare and threatened arable weed species, *Agrostemma githago* L. (corn cockle) and *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert [*V. pyramidata* Medik.] (cow cockle) through experimental seedling transplantations. Overall, we hypothesised that: (1) the invasion success of *A. sterilis* should be higher than that of *L. rigidum* due to the former's greater competitiveness (Pannell & Gill, 1994); (2) invasion should be lower in the organic than in the conventional field due to higher resident weed diversity and lower short-term availability of resources; and, consequently, (3) invasion should have more negative effects on crop yield, resident weeds and target threatened species in the conventional field due to higher invasion success.

2. Material and methods

2.1. Study site

This study was carried out from October 2006 to June 2007 in Catalonia (north-eastern Iberian Peninsula), in an agricultural area near Barcelona (41° 53' N 1° 56' E; 327 m a.s.l.). The climate was Mediterranean, with rainfall averaging 596 mm per year and with an average temperature of 13.3°C. We selected two adjacent commercial

winter wheat fields, one organic and one conventional, matching in size and without pre-existing populations of *A. sterilis* and *L. rigidum*. The conventional field was regularly fertilised with pig slurry and chemical fertilisers, and sprayed annually with herbicides, whereas the organic field, which had been managed organically for twelve years prior to this study, relied on crop rotation with legumes and occasionally on hen and bovine composted manures, and no weed control was carried out on it. The soil in both fields was calcareous with a loamy-silt texture and, at the beginning of the experiment, they had similar organic carbon content (organic field (org): 1.50 ± 0.07 %, mean \pm SE; conventional field (con): 1.53 ± 0.12 %), total nitrogen (org: 0.13 ± 0.01 %, con: 0.12 ± 0.01 %) and C/N ratio (org: 11.53 ± 0.20 , con: 12.66 ± 1.68). The weed community in both studied fields was dominated by ruderal and generalist annual species. Among them, *Polygonum aviculare* L., *Papaver rhoeas* L. and *Medicago polymorpha* L. were the commonest species.

2.2. Study species

L. rigidum and *A. sterilis* (Poaceae) are two of the major harmful grass weed species in Mediterranean dryland crops (Torner *et al.*, 1991; Izquierdo *et al.*, 1997). They were found to be present in more than 50 % of the cereal fields in Catalonia (Recasens *et al.*, 1996) and dominate cereal weed communities in many Mediterranean climate areas (Pannell & Gill, 1994). Both are annual weed grasses that germinate in autumn. *A. githago* and *V. hispanica* (Caryophyllaceae) are overwinter annuals, reproducing only by seeds. They germinate in autumn, form a sparsely-leaved rosette and flower in spring. Although formerly they were serious agricultural pests, nowadays *A. githago* and *V. hispanica*, as well as other weed species with wider distribution, are threatened (Chamorro *et al.*, 2007) and have become rare species in cereal fields. Modern seed-cleaning techniques are reported as one of the main causes of their decline (Holzner, 1982).

2.3. Field management

Both fields were farmer-managed using the agronomic practices typical in the region. Seedbeds were prepared with one pass of the harrow before sowing. Each field was sown with 200 kg ha^{-1} of wheat on 26th October. In the study year, the conventional field was fertilised by a granular application of NPK (10:7:16) at 300 kg ha^{-1} before

sowing and by a granular application of N-NO₃ at 50 kg ha⁻¹ in late winter, while the organic field had been fertilised with composted hen slurry one year earlier (20 kg N ha⁻¹). No control for weeds was carried out during the experiment.

2.4. Experimental design

In June 2006 we collected ripe seeds of the invaders and of the rare weeds from natural populations close to the experimental fields. These were cleaned, air-dried and stored in darkness at room temperature until sowing. Seed viability and germination were tested before the experiment to adjust seeding densities.

We randomly delimited four 38 m × 4 m blocks in each field and, within each block, seven non-contiguous plots measuring 2 m × 2 m. The respective blocks were located in a single field rather than in different fields to avoid significant variations in soil resources and resident weed community. Nevertheless, the random block location within each field allows us to overcome spatial dependence and avoid pseudoreplication. In every block we established three different propagule pressures for each invader. The propagule supply gradient was chosen according to the literature in order to simulate from a moderate to a severe infestation (Fernández-Quintanilla *et al.*, 1987; González-Ponce *et al.*, 2003). Thus, *A. sterilis* was sown at 165, 830, and 1670 seeds m⁻² (hereafter A1, A2 and A3) and *L. rigidum* at 500, 1500, and 3000 seeds m⁻² (hereafter L1, L2 and L3). Every seeding density was randomly assigned to one plot. Moreover, one blank plot (no invasion; hereafter C) was included in each block. Invader seeds were superficially scattered just before sowing the cereal.

2.5. Seeding and seedling transplant of rare weeds

We carried out an experimental seed addition to evaluate the effect of invasion on *A. githago* and *V. hispanica* seedling emergence. On 6th November we sowed 50 seeds of each species in two 25 cm × 25 cm squares within each plot. There was no contribution from pre-existing seeds in the seedbank and no new seeds were added during the experiment. To analyse survival, reproduction and growth, we transplanted seedlings of both species. On 8th November we sowed seeds of *A. githago* and *V. hispanica* in bedding cells filled with a 1:1 mixture of sterilised sand and peat, which were placed on a greenhouse bench. At the four-leaf stage, we transplanted 6 seedlings of each species into each plot (a total of 168 seedlings of each species in each field) in a

regular array with a constant 0.25 m interplant spacing. The seedlings and their vicinity were watered on the day of transplantation to minimise transplant shock. Seedlings that died in the first few weeks (28 seedlings of *A. githago* (8.3 %) and 83 seedlings of *V. hispanica* (24.7 %)) were replaced.

2.6. Sampling

2.6.1. Vegetation cover

To evaluate vegetation cover, we measured the photosynthetically active radiation (PAR, 400-700 nm) at soil surface (PAR_{below}) and above crop canopy (PAR_{above}). We made four measurements in each plot at noon on 25th March using a ceptometer (Decagon Devices, Inc.). Light reduction caused by resident vegetation was calculated using:

$$\% \text{ Light reduction} = (PAR_{\text{above}} - PAR_{\text{below}}) / PAR_{\text{above}} \text{ (eqn 1)}$$

At the end of the experiment, we visually estimated the percentage vegetation cover (from 0 to 100 %) in four 25 cm × 25 cm squares randomly located in each plot, since poor weather conditions prevented us from using the ceptometer.

2.6.2. Wheat, invader and resident weed species

Before the crop harvest, we randomly selected four 25 cm × 25 cm squares in each plot, located far from *A. githago* and *V. hispanica* seeds and seedlings in order to avoid any confounding effect. The number of individuals of each resident weed species was counted and the mean dry weight (g m^{-2}) of invaders, wheat and weeds was computed for each plot after drying the aboveground biomass at 60°C for 48 h. The invasion success of *A. sterilis* and *L. rigidum* was assessed from their aboveground biomass and from the ratio of invader biomass to total biomass. Resident weed community was evaluated by means of species richness and total density and biomass of weeds. Relative losses of wheat and weed biomass, weed density and weed species richness due to the invasion process were computed using:

$$\text{Relative losses} = (v - v_c) / v_c \text{ (eqn 2)}$$

where v is the value of each variable for every propagule supply and v_c is the value of the v variable in C-plots.

2.6.3. Seedling emergence, survival, reproduction and growth of *Agrostemma githago* and *Vaccaria hispanica*

We regularly recorded seedling emergence of both species throughout the cropping period and at the end of the experiment we evaluated survival and reproduction of the transplants. Moreover, each transplant was uprooted, and the aboveground biomass was weighed. Mean dry weight for each species and plot was computed to avoid pseudoreplication. Seedling emergence was assessed as the total number of seedlings that emerged. Survival and reproduction were assessed as the number of transplants alive and the number of transplants alive with at least one flower or fruit, respectively. Relative losses of seedling emergence, survival, reproduction and biomass in relation to C-plots were calculated using eqn 2.

2.7. Statistical analysis

Invasion success and its effects on wheat yield, weed community and on both rare species were analysed using mixed models. Farming system (organic and conventional), species (*A. sterilis* and *L. rigidum*), and propagule supply of *A. sterilis* (A1, A2 and A3) and *L. rigidum* (L1, L2 and L3) nested within species were tested as fixed factors, with block as the random factor. Orthogonal contrasts to compare the different levels of the factors farming system and species were fixed a priori, in order to compare the conventional with the organic field and *A. sterilis* with *L. rigidum*, respectively. Propagule supply was converted into an ordered factor with three levels of invasion intensity to test the effects of the increasing gradient of invasion. C-plots of both fields were compared using linear models, with farming system as the fixed factor. The adequacy of the models was assessed by checking the normality and unbiasedness of residuals, and the predictive power of the model. Emergence, survival and reproduction were analysed as binary variables. We carried out statistical analysis under R 2.7.1 (R Development Core Team, 2008) using the package "lme4" (Bates *et al.*, 2008) for mixed models and "languageR" for evaluating P -values (Baayen, 2008).

3. Results

3.1. Vegetation cover

In C-plots, PAR reduction (in March) was higher in the conventional field, showing higher vegetation cover than in the organic field (Table 4.1). However, before harvest, the percentage of vegetation cover did not differ between farming systems (Table 4.1). Similarly to C-plots, vegetation cover in *A. sterilis* and *L. rigidum* invaded plots was higher in the conventional field (PAR reduction; 0.11 ± 0.01 , estimate \pm SE, $P < 0.001$). Higher propagule supply significantly reduced PAR reaching soil surface only for *A. sterilis* (*A. sterilis*: 0.13 ± 0.02 , $P < 0.001$; *L. rigidum*: 0.03 ± 0.03 , $P = 0.416$). Before harvest, the percentage of vegetation cover did not differ between the two farming systems (0.02 ± 0.02 , $P = 0.427$) but it was higher for *L. rigidum* invaded plots (-0.07 ± 0.02 , $P = 0.002$). Increase of propagule supply enhanced vegetation cover only for *L. rigidum* (*A. sterilis*: 0.05 ± 0.05 , $P = 0.299$ *L. rigidum*: 0.11 ± 0.05 , $P = 0.041$).

3.2. Overview

The comparison of C-plots between farming systems revealed higher total and wheat biomass in the conventional field (Table 4.1). Moreover, although they harboured similar weed biomass, species richness and (marginally) weed density were significantly higher in the organic field. Seedling emergence, survival, reproduction and total biomass of *A. githago* and *V. hispanica* did not differ between farming systems (Table 4.2). Similarly to C-plots, the total biomass of invaded plots was significantly

	Estimate \pm SE
PAR reduction [†]	$0.16 \pm 0.08^*$
Vegetation cover	0.01 ± 0.02
Total biomass	$360.50 \pm 106.90^*$
Wheat biomass	$331.40 \pm 105.10^*$
Weed biomass	-8.43 ± 6.07
Species richness	$-1.42 \pm 0.53^{**}$
Weed density	$-32.00 \pm 15.07^+$

Table 4.1. Estimates \pm SE and levels of significance when testing the effect of the farming system (conventional vs organic) on different parameters in plots without invasion. [†] assessed in March, the rest of parameters were assessed in June, just before harvest. +, $P < 0.09$; *, $P < 0.05$; **, $P < 0.01$.

higher in the conventional field (355.89 ± 31.49 , estimate \pm SE, $P < 0.001$) and for *A. sterilis* invasion (98.07 ± 31.49 , $P = 0.004$). Increased propagule supply enhanced total biomass only in *A. sterilis* invaded plots (*A. sterilis*: 267.29 ± 77.13 , $P = 0.001$; *L. rigidum*: 69.68 ± 77.13 , $P = 0.372$).

	<i>Agrostemma githago</i>	<i>Vaccaria hispanica</i>
Emergence	-2.13 ± 1.26	-2.75 ± 1.44
Survival	-0.38 ± 0.24	-0.25 ± 0.49
Reproduction	-0.13 ± 0.13	-0.13 ± 0.70
Biomass†	-0.14 ± 0.07	-0.02 ± 0.05

Table 4.2. Estimates \pm SE when testing the effect of the farming system (conventional vs organic) on different parameters of *Agrostemma githago* and *Vaccaria hispanica* in plots without invasion. All variables with binomial error distributions, except for †, with normal error distribution. No significant differences were detected at $\alpha = 0.05$.

3.3. Invasion success

The biomass of both invaders was significantly higher in the conventional field (190.34 ± 18.24 , estimate \pm SE, $P < 0.001$) and it increased with propagule supply (*A. sterilis*: 489.52 ± 39.15 , $P < 0.001$; *L. rigidum*: 249.47 ± 39.15 , $P < 0.001$) (Figure 4.1a).

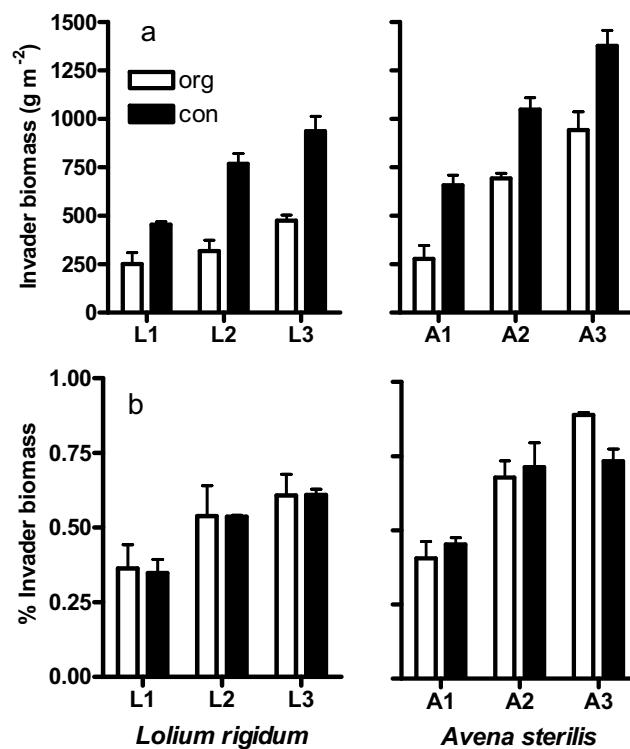


Figure 4.1. Mean \pm SE biomass of *Lolium rigidum* and *Avena sterilis* (a) and ratio of *L. rigidum* and *A. sterilis* biomass (mean \pm SE) to total biomass (b) at different seeding densities in the organic (org) and the conventional (con) fields. (*L. rigidum*: L1 = 500, L2 = 1500 and L3 = 3000 seeds m⁻²; *A. sterilis*: A1 = 165, A2 = 830 and A3 = 1670 seeds m⁻²).

Invader biomass was higher for *A. sterilis* than for *L. rigidum* (149.30 ± 18.24 , $P < 0.001$). The invader biomass to total biomass ratio was higher for *A. sterilis* invaded plots (0.07 ± 0.02 , $P = 0.001$) and increased with propagule supply (*A. sterilis*: 0.28 ± 0.04 , $P < 0.001$; *L. rigidum*: 0.17 ± 0.04 , $P < 0.001$) (Figure 4.1b). However, it did not differ significantly between farming systems (-0.01 ± 0.02 , $P = 0.741$) (Figure 4.1b).

3.4. Invasion effects on wheat and resident weeds

Wheat biomass was significantly higher in the conventional field (202.84 ± 33.09 , estimate \pm SE, $P < 0.001$) and in *L. rigidum* compared with *A. sterilis* invaded plots (-103.93 ± 24.61 , $P < 0.001$). It decreased throughout the increasing gradient of invasion for both species (*A. sterilis*: -136.15 ± 60.28 , $P = 0.03$; *L. rigidum*: -181.01 ± 60.28 , $P = 0.005$) (Figure 4.2a). Wheat losses were higher in the organic field (0.39 ± 0.08 , $P < 0.001$) and under *A. sterilis* invasion (-0.39 ± 0.08 , $P < 0.001$). Resident weed biomass was higher in the organic field, and was negatively affected by the increase in propagule supply (Table 4.3).

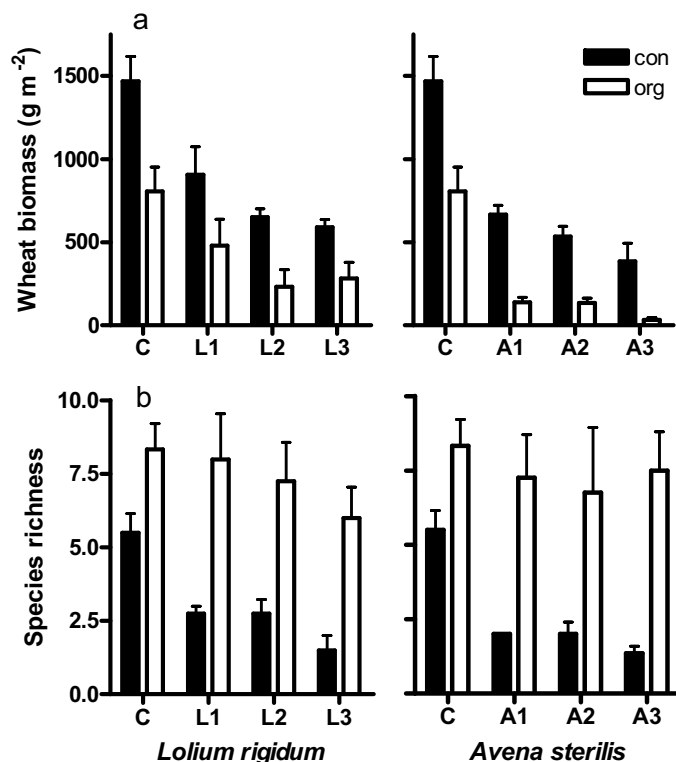


Figure 4.2. Mean \pm SE of wheat biomass (a) and species richness (b) at different seeding densities of *Lolium rigidum* and *Avena sterilis* in the organic (org) and conventional (con) fields. (C = control, no invasion; *L. rigidum*: L1 = 500, L2 = 1500 and L3 = 3000 seeds m⁻²; *A. sterilis*: A1 = 165, A2 = 830 and A3 = 1670 seeds m⁻²).

The invasion gradient of *A. sterilis* had a stronger negative effect on weed biomass in the conventional than in the organic field. Weed biomass losses were higher in the conventional field and for the *A. sterilis* invasion gradient. Overall, we found 30 weed species, 13 in the conventional field and 25 in the organic field. Weed species richness was significantly higher in the organic field and decreased with rising propagule supply of both species (Table 4.3, Figure 4.2b). Species richness losses were higher in the conventional field and under high propagule supply of *A. sterilis*. Weed density was higher in the organic field and, under invasion, it decreased more sharply in the conventional field (Table 4.3).

3.5. Invasion effects on *Agrostemma githago* and *Vaccaria hispanica*

Seedling emergence for both species was not affected by any of the studied factors, but it was lower in the conventional field compared with C-plots (Table 4.4). Similarly, survival, growth and reproduction of *A. githago* and *V. hispanica* transplants were affected by the invasion process, but more significantly in the conventional field, where the losses of these species compared with C-plots were always higher (Table 4.4). Survival of both species was higher in the organic field and in *L. rigidum* invaded plots, and it was negatively affected by the increasing gradient of invasion. Reproduction was also higher in the organic field and negatively influenced by propagule supply. Lastly, overall biomass was higher in the organic field. Compared with C-plots, the biomass of *V. hispanica* and marginally that of *A. githago* was more negatively affected by *A. sterilis* invasion.

4. Discussion

4.1. Invasion success

Propagule pressure plays a key role in many, if not all, invasion processes (Lockwood *et al.*, 2005; Von Holle & Simberloff, 2005). Accordingly, in our experimental study, invasion gradient was the main factor determining final invasion intensity regardless of farming system, i.e. the greater the propagule supply, the higher the biomass of invaders in both farming systems. Nevertheless, for a given propagule supply, *A. sterilis* and *L. rigidum* biomass levels were higher in the conventional field.

	WB	WB-loss	SR	SR-loss	WD	WD-loss
FS	-1.25 ± 0.10***	-0.33 ± 0.04***	-2.34 ± 0.28***	-0.31 ± 0.04***	-60.13 ± 15.88***	-0.17 ± 0.06**
Sp	0.04 ± 0.10	0.02 ± 0.04	0.08 ± 0.25	-0.01 ± 0.04	-3.79 ± 14.53	-0.03 ± 0.06
PsA	-1.52 ± 0.25***	-0.55 ± 0.11***	-1.41 ± 0.60*	-0.21 ± 0.10*	-67.57 ± 38.9+	-0.22 ± 0.15
PsL	-0.46 ± 0.25+	-0.10 ± 0.11	-1.15 ± 0.60**	-0.16 ± 0.10	-26.52 ± 34.5	-0.18 ± 0.15
FS×Sp	0.04 ± 0.10*	0.01 ± 0.04	-0.38 ± 0.25	-0.04 ± 0.04	-1.05 ± 14.53	0.02 ± 0.06
FS×PsA	-0.60 ± 0.25	0.00 ± 0.11	0.88 ± 0.60	0.11 ± 0.10	6.76 ± 38.98	-0.17 ± 0.15
FS×PsL	-0.39 ± 0.25	-0.12 ± 0.11	0.27 ± 0.60	-0.00 ± 0.10	-36.42 ± 34.59	-0.20 ± 0.15

Table 4.3. Estimates ± SE and levels of significance of weed community responses in relation to invasion processes. WB, resident weed biomass; SR, species richness; WD, weed density; and their relative loss compared with plots without invasion. Predictor variables: FS, farming system, conventional vs organic; Sp, species, *Avena sterilis* vs *Lolium rigidum*; PS, propagule supply for *A. sterilis* (PsA) and for *L. rigidum* (PsL). +, $P < 0.09$; *, $P < 0.05$; **, $P < 0.01$; ***, $P < 0.001$.

Agrostemma githago

	EM†	EM-loss	SV†	SV-loss	RP†	RP-loss	BM	BM-loss
FS	0.03 ± 0.04	-0.13 ± 0.05*	-0.68 ± 0.29*	-0.20 ± 0.04***	-1.58 ± 0.30***	-0.32 ± 0.04***	-0.08 ± 0.02***	-0.08 ± 0.04*
Sp	-0.05 ± 0.04	-0.03 ± 0.05	0.36 ± 0.17*	0.05 ± 0.04	0.31 ± 0.21	0.07 ± 0.04	0.01 ± 0.02	0.06 ± 0.04+
PsA	-0.02 ± 0.11	-0.03 ± 0.12	-0.80 ± 0.39*	-0.16 ± 0.11	-1.36 ± 0.53*	-0.20 ± 0.11+	-0.05 ± 0.04	-0.13 ± 0.09
PsL	0.03 ± 0.11	0.06 ± 0.12	-1.70 ± 0.41***	-0.31 ± 0.11**	-1.34 ± 0.55*	-0.32 ± 0.11***	-0.06 ± 0.04	-0.16 ± 0.09+
FS×Sp	-0.00 ± 0.04	-0.02 ± 0.05	-0.13 ± 0.17	-0.02 ± 0.04	0.37 ± 0.43	-0.05 ± 0.04	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.04
FS×PsA	0.00 ± 0.01	-0.00 ± 0.12	-1.00 ± 0.39**	-1.18 ± 0.11	-0.01 ± 0.07	-0.24 ± 0.11*	0.00 ± 0.04	-0.04 ± 0.09
FS×PsL	-0.16 ± 0.11	-0.06 ± 0.12	-0.44 ± 0.41	-0.12 ± 0.11	-0.05 ± 0.07	-0.03 ± 0.11	0.02 ± 0.04	-0.02 ± 0.09

Vaccaria hispanica

	EM†	EM-loss	SV†	SV-loss	RP†	RP-loss	BM	BM-loss
FS	0.09 ± 0.12	-0.04 ± 0.02+	-0.78 ± 0.32*	-0.25 ± 0.07**	-1.60 ± 0.35***	-0.28 ± 0.06***	-0.08 ± 0.02**	-0.40 ± 0.13**
Sp	0.03 ± 0.05	-0.00 ± 0.02	0.30 ± 0.15*	0.03 ± 0.07	0.37 ± 0.28	0.05 ± 0.06	0.05 ± 0.02+	0.40 ± 0.13**
PsA	0.08 ± 0.11	0.03 ± 0.06	-1.64 ± 0.37***	-0.44 ± 0.16**	-2.14 ± 0.70**	-0.54 ± 0.14**	-0.32 ± 0.06***	-1.38 ± 0.32*
PsL	-0.06 ± 0.11	-0.01 ± 0.06	-0.45 ± 0.36	-0.08 ± 0.16	-1.19 ± 0.61*	-0.10 ± 0.14	-0.06 ± 0.06	-0.21 ± 0.32
FS×Sp	0.04 ± 0.04	0.01 ± 0.02	0.21 ± 0.15	0.05 ± 0.07	0.09 ± 0.58	-0.02 ± 0.06	0.03 ± 0.02	-0.05 ± 0.13
FS×PsA	-0.05 ± 0.11	-0.01 ± 0.06	0.74 ± 0.37*	0.24 ± 0.16	0.04 ± 0.09	0.22 ± 0.14*	-0.03 ± 0.06	-0.30 ± 0.32
FS×PsL	-0.07 ± 0.11	-0.12 ± 0.06	-1.01 ± 0.36**	-0.22 ± 0.16	0.06 ± 0.09	-0.12 ± 0.14	-0.01 ± 0.06	0.01 ± 0.32

Table 4.4. Estimates ± SE and levels of significance of predictor variables for emergence (EM), survival (SV), reproduction (RP) and biomass (BM) and their relative loss compared with plots without invasion of *Agrostemma githago* and *Vaccaria hispanica*. FS, farming system, conventional vs organic; Sp, species, *Avena sterilis* vs *Lolium rigidum*; Ps, propagule supply for *A. sterilis* (PsA) and for *L. rigidum* (PsL). +, $P < 0.09$; *, $P < 0.05$; **, $P < 0.01$; ***, $P < 0.001$. † Binomial error distribution.

This was associated with its greater nutrient availability, given the more intensive fertilisation and the higher rate of nutrient release from synthetic fertilisers (Poutala *et al.*, 1994; Liebman & Davis, 2000). Hence, since biomass is related to seed production (Harper & Ogden, 1970), higher invader biomass in the conventional system suggested that it could be more intensively invaded in the long-term, due to increasing propagule pressure.

Although invasion, in terms of invader biomass, was greater in the conventional system, it is noteworthy that the relative invasion (i.e. the invader biomass to total biomass ratio) did not differ between farming systems. Thus, contrary to our hypothesis, we did not find any effect of farming system on invasion success. Consequently, our results do not support the biotic resistance hypothesis (Elton, 1958) proved in other studies (Naeem *et al.*, 2000; Kennedy *et al.*, 2002) since greater species richness in the organic field was not found to promote invasion resistance. This hypothesis is directly linked to the availability of resources (Catford *et al.*, 2009), as diverse plant communities are expected to be more resistant to invasion due to more complete use of available resources (Levine & D'Antonio, 1999; Shea & Chesson, 2002). However, the diversity of weed communities tends to be relatively low compared with more natural ecosystems (Doucet *et al.*, 1999) and the abundance of arable weeds is usually hardly significant compared with the crop, the dominant species. Therefore, in our study, arable weeds may have played a minor role in pre-empting resources, which could explain the scant effect of weed species richness and abundance on invasion resistance. This is in accordance with the results of Smith *et al.* (2004), who point out the role of the dominant species as a key factor determining community invasibility.

Moreover, our results also appear to be inconsistent with the fluctuating resources hypothesis (Davis *et al.*, 2000), as higher nutrient availability in the conventional field did not enhance invasion with respect to the organic field. Neutral effects of nutrient availability on invasion success have also been previously reported (Suding *et al.*, 2004; Walker *et al.*, 2005; LeJeune *et al.*, 2006). However, in our study, since wheat competed for the same resources as both invaders (González-Ponce, 1987; González-Ponce, 1998), higher nutrient availability in the conventional system benefited both crop and invaders, which prevented us from raising nutrient levels only for the spread of the invaders. Similar results were found by Sandler *et al.* (2007) when comparing invasion

levels in natural and agricultural cranberry bogs with differing soil nutrients. Hence, a similar proportion of resources was used by the invaders in both fields, as they were sown with the same crop species and invader densities. Nonetheless, as we expected, we found differences in invasion success between species, as the absolute and relative biomass values (relative invasion) of *A. sterilis* were higher than those of *L. rigidum*. This was related to the greater competitiveness of *A. sterilis* (Pannell & Gill, 1994) and highlighted the importance of the identity of the invader on community invasibility (Emery, 2007).

4.2. Invasion effects on wheat and resident weed community

Our results showed that invasion effects on wheat and resident weeds clearly depend on the intensity of the invasion (propagule supply) and the identity of the invader (more negative effects under *A. sterilis* invasion), but also on farming system. Comparing to C-plots, wheat and weed biomass decreased with the invasion in both fields. However, while wheat biomass decreased more sharply in the organic field, resident weeds (biomass, species richness and density) did so in the conventional one. This contrasting pattern between farming systems could be associated with the different level and source of fertilisation, which affect nutrient availability and, consequently, the outcome of competitive interactions (Liebman & Davis, 2000). In the conventional field, the higher nutrient availability was better able than in the organic field to meet the large nutrient demand of wheat and invaders, which mainly occurs early in the growing season (González-Ponce, 1998). Hence, their establishment and growth were faster, as we recorded through PAR evaluations, giving rise to highly competitive conditions that allowed them to efficiently out-compete resident weeds for nutrients, light, water and space. Conversely, the lower nutrient availability in the organic field and the pressure for resources exerted by the invaders caused a higher wheat reduction than in the conventional field. However, the slower establishment of wheat and invaders did not pre-empt environmental resources as fast as in the conventional field, and weeds took advantage of this, since more resources were available throughout the entire cropping period. As a consequence, invaded plots under organic management shared similar values of weed density, biomass and species richness with plots free from invasion.

4.3. Invasion effects on *Agrostemma githago* and *Vaccaria hispanica*

Overall, invasion negatively affected the persistence of *A. githago* and *V. hispanica*, but mainly under conventional management. However, there was not a clear difference between the effects of *A. sterilis* and *L. rigidum*. Emergence of both species was not influenced by any of the studied factors. Nevertheless, compared to C-plots, emergence losses were higher in the conventional field, which could be associated with higher vegetation cover in the early stages of the experiment. Accordingly, in our study, invasion had a stronger negative impact on seedling establishment (survival, reproduction and growth) than on emergence, which agrees with the results of Holmes & Cowling (1997), who found that some species could germinate in invaded areas but not reach maturity. The time to reach a critical seedling size is an important component of fitness. Large seedlings are able to capture more resources and survive and grow better than smaller seedlings, which are more susceptible to environmental constraints (Solbrig & Solbrig, 1984; Weiner, 1985). Under organic farming, *A. githago* and *V. hispanica* profited from the slower establishment of the vegetation and reached a size at which they were less susceptible to competitive effects. Conversely, the faster pre-emption of resources under conventional management negatively affected the outcome of competitive interactions of both rare species with crop and invaders.

4.4. Implications for conservation

The results highlight that native invaders, as has been previously proved for alien species, could have negative effects on resident weed communities of agro-ecosystems, which is more important under conventional management. Consequently, from a biodiversity conservation standpoint, organic farming not only enhances weed diversity, but also plays an important role in maintaining it when an invasion process occurs. In addition, organic farming can favour the local persistence of rare and threatened species like *A. githago* and *V. hispanica*, even under pressure from invasive species. Invasive processes involving species like *L. rigidum* and *A. sterilis* are not unusual due to the appearance of herbicide resistance and inappropriate weed management. Therefore, further studies should address the evaluation of the effects of native invaders on weed communities, as well as the prevention of invasive processes in order to counteract the increasing loss of diversity in agro-ecosystems.

Acknowledgements

We wish to thank the farmers Esteve Caus and Emili Aguilera for their cooperation, J. Romanyà for soil analysis and the members of the Department of Plant Biology, especially J.M. Blanco-Moreno, A. Romero-Puente and L. Chamorro, for field and lab assistance. This research was funded by the Spanish Ministry of Education and Science through a fellowship to the first author and the projects CGL2006-13190-C03-01 and CGL2009-13497-C02-01.

5. References

Alpert, P., Bone, E. & Holzapfel, C. (2000) Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology Evolution & Systematics*, **3**, 52-66.

Baayen, R.H. (2008) languageR: Data sets and functions with "Analyzing Linguistic Data: A practical introduction to statistics" Version 0.953.

Bates, D., Maechler & M., Dai, B. (2008) lme4: Linear mixed-effect models using S4 classes. Version 0.999375-27.

Booth, B.D., Murphy, S.D. & Swanton, C.J. (2004) Invasive ecology of weeds in agricultural systems. *Weed Biology and Management* (ed Inderjit), pp. 29-45. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.

Boström, U., Milberg, P. & Fogelfors, H. (2003) Yield loss in spring-sown cereals related to the weed flora in the spring. *Weed Science*, **51**, 418-424.

Catford, J.A., Jansson, R. & Nilsson, C. (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity & Distributions*, **15**, 22-40.

Chamorro, L., Romero, A., Masalles, R.M. & Sans, F.X. (2007) Cambios en la diversidad de las comunidades arvenses en los cereales de secano en Cataluña. *XI Congreso SEMh*, pp. 51-55. Albacete, Spain.

Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C. & Vilà, M. (2009) European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity & Distributions*, **15**, 98-107.

Davis, M.A., Grime, J.P. & Thompson, K. (2000) Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, **88**, 528-534.

Davis, M.A. & Pelsor, M. (2001) Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility. *Ecology Letters*, **4**, 421-428.

Doucet, C., Weaver, S.E., Hamill, A.S. & Zhang, J. (1999) Separating the effects of crop rotation from weed management on weed density and diversity. *Weed Science*, **47**, 729-735.

Elton, C. (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. T. Methuen & Co., London.

Emery, S.M. (2007) Limiting similarity between invaders and dominant species in herbaceous plant communities? *Journal of Ecology*, **95**, 1027-1035.

Fernández-Quintanilla, C., Navarrete, L., Torner, C. & Andújar, J.L. (1987) Influence of herbicide treatments on the population-dynamics of *Avena sterilis* ssp. *ludoviciana* in winter-wheat crops. *Weed Research*, **27**, 375-383.

Fernández-Quintanilla, C., Leguizamón, E.S., Navarrete, L., del Arco, M.J.S., Torner, C. & de Lucas, C. (2006) Integrating herbicide rate, barley variety and seeding rate for the control of sterile oat (*Avena sterilis* ssp. *ludoviciana*) in central Spain. *European Journal of Agronomy*, **25**, 223-233.

González-Ponce, R. (1998) Competition between barley and *Lolium rigidum* for nitrate. *Weed Research*, **38**, 453-460.

González-Ponce, R. (1987) Competition for N and P between wheat and wild oats (*Avena sterilis* L.) according to the proximity of their time of emergence. *Plant & Soil*, **102**, 133-136.

González-Ponce, R., Lacasta, C. & García, L. (2003) Respuesta del trigo infestado por vallico a las dosis de fertilización nitrogenada. *IX Congreso SEMh*, pp. 167-170. Barcelona, Spain.

Harper, J.L. & Ogden, J. (1970) Reproductive strategy of higher plants. 1. The concept of strategy with special reference to *Senecio vulgaris* L. *Journal of Ecology*, **58**, 68-698.

Heap, I.M. (1997) The occurrence of herbicide-resistant weeds worldwide. *Pesticide Science*, **51**, 235-243.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, **122**, 113-130.

Holmes, P.M. & Cowling, R.M. (1997) Diversity, composition and guild structure relationships between soil-stored seed banks and mature vegetation in alien plant-invaded South African fynbos shrublands. *Plant Ecology*, **133**, 107-122.

Holzner, W. (1982) Concepts, categories and characteristics of weeds. *Biology and Ecology of Weeds* (eds W. Holzer & M. Numata), pp. 3-20. Junk, The Hague.

Izquierdo, J., Recasens, J. & Fernández-Quintanilla, C. (1997) Competencia entre *Lolium rigidum* y cebada en una área de clima mediterráneo. *VII Congreso SEMh*, pp. 145-149. Valencia, Spain.

Izquierdo, J., Recasens, J., Fernández-Quintanilla, C. & Gill, G. (2003) Effects of crop and weed densities on the interactions between barley and *Lolium rigidum* in several Mediterranean locations. *Agronomie*, **23**, 529-536.

Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilman, D. & Reich, P. (2002) Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, **417**, 636-638.

LeJeune, K.D., Suding, K.N. & Seastedt, T.R. (2006) Nutrient availability does not explain invasion and dominance of a mixed grass prairie by the exotic forb *Centaurea diffusa* Lam. *Applied Soil Ecology*, **32**, 98-110.

Lemerle, D., Verbeek, B. & Coombes, N. (1995) Losses in grain yield of winter crops from *Lolium rigidum* competition depend on crop species, cultivar and season. *Weed Research*, **35**, 503-509.

Levine, J.M. & D'Antonio, C.M. (1999) Elton revisited: A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, **87**, 15-26.

Levine, J.M. (2000) Species diversity and biological invasions: Relating local process to community pattern. *Science*, **288**, 852-854.

Liebman, M. & Davis, A.S. (2000) Integration of soil, crop and weed management in low-external-input farming systems. *Weed Research*, **40**, 27-47.

Lockwood, J.L., Cassey, P. & Blackburn, T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **20**, 223-228.

Medd, R.W. (1996) Wild oats-what is the problem? *Plant Protection Quarterly*, **11**, 183-184.

Milberg, P. & Hallgren, E. (2004) Yield loss due to weeds in cereals and its large-scale variability in Sweden. *Field Crops Research*, **86**, 199-209.

Naeem, S., Knops, J.M.H., Tilman, D., Howe, K.M., Kennedy, T. & Gale, S. (2000) Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos*, **91**, 97-108.

Pal, R. (2004) Invasive plants threaten segetal weed vegetation of south Hungary. *Weed Technology*, **18**, 1314-1318.

Pannell, D.J. & Gill, G.S. (1994) Mixtures of wild oats (*Avena fatua*) and ryegrass (*Lolium rigidum*) in wheat: Competition and optimal economic control. *Crop Protection*, **13**, 371-375.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, **50**, 53-65.

Poutala, R.T., Kuoppamäki, O., Korva, J. & Varis, E. (1994) The performance of ecological, integrated and conventional nutrient management-systems in cereal cropping in Finland. *Field Crops Research*, **37**, 3-10.

Recasens, J., Riba, F., Izquierdo, J., Forn, R. & Taberner, A. (1996) Gramíneas infestantes de los cereales de invierno de Cataluña. *ITEA*, **92**, 116-130.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity & Distributions*, **6**, 93-107.

Romero, A., Chamorro, L. & Sans, F.X. (2008a) Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **124**, 97-104.

Sandler, H.A., Alpert, P. & Shumaker, D. (2007) Invasion of natural and agricultural cranberry bogs by introduced and native plants. *Plant Ecology*, **190**, 219-231.

Shea, K. & Chesson, P. (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**, 170-176.

Smith, M.D., Wilcox, J.C., Kelly, T. & Knapp, A.K. (2004) Dominance not richness determines invasibility of tallgrass prairie. *Oikos*, **106**, 253-262.

Solbrig, O.T. & Solbrig, D.J. (1984) Size inequalities and fitness in plant populations. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* (eds R. Dawkins & M. Ridely), pp. 141-159. Oxford University Press, USA.

Suding, K.N., LeJeune, K.D. & Seastedt, T.R. (2004) Competitive impacts and responses of an invasive weed: Dependencies on nitrogen and phosphorus availability. *Oecologia*, **141**, 526-535.

Torner, C., González-Andújar, J.L. & Fernández-Quintanilla, C. (1991) Wild oat (*Avena sterilis* L.) competition with winter barley: Plant density effects. *Weed Research*, **31**, 301-307.

Vilà, M., Williamson, M. & Lonsdale, M. (2004) Competition experiments on alien weeds with crops: Lessons for measuring plant invasion impact? *Biological Invasions*, **6**, 59-69.

Von Holle, B. & Simberloff, D. (2005) Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology*, **86**, 3212-3218.

Walker, S., Wilson, J.B. & Lee, W.G. (2005) Does fluctuating resource availability increase invasibility? Evidence from field experiments in New Zealand short tussock grassland. *Biological Invasions*, **7**, 195-211.

Weiner, J. (1985) Size hierarchies in experimental populations of annual plants. *Ecology*, **66**, 743-752.

RESUM DELS CAPÍTOLS

1. Avaluació dels components espacials de diversitat de la flora arvense en sistemes agrícoles: patrons generals en diferents biomes

1.1. Introducció i objectius

La riquesa i la composició d'espècies de les comunitats arvenses depenen de diversos factors com són, entre d'altres, la diversitat regional, les característiques del clima, les propietats del sòl i les pràctiques agrícoles (Ricklefs, 1987; Moreby *et al.*, 1994; Pyšek *et al.*, 2005). Tots aquests factors actuen tant a escala local (parcel·la o finca) com a escala regional (localitat, regió, país, etc.). Per tant, per tal d'entendre com es distribueix la diversitat d'espècies d'una regió determinada, cal avaluar els components espacials a diferents escales. Aquest coneixement és imprescindible per poder planificar estratègies per a la conservació de les espècies.

La partició additiva (Allan, 1975) és un dels mètodes més utilitzats en l'estudi dels components espacials de la diversitat. La riquesa d'espècies d'una determinada àrea de mostreig (γ -diversitat) es descompon en α -diversitat (la mitjana d'espècies de cada punt de mostreig) i en β -diversitat (la diferència entre la γ i l' α -diversitat), segons $\gamma = \alpha + \beta$.

Malgrat que hi ha nombrosos estudis sobre els components espacials de la diversitat a l'Europa central (Clough *et al.*, 2007; Gabriel *et al.*, 2006), encara hi ha poca informació de la regió mediterrània. L'objectiu d'aquest estudi és avaluar si els components espacials de la diversitat segueixen patrons similars en aquestes dues regions, les quals esperem que difereixin en la composició florística per les diferents condicions climàtiques i la distància geogràfica entre elles. En aquest treball s'analitza la influència de sistemes agrícoles contrastats (ecològic i convencional) sobre la riquesa d'espècies arvenses i sobre diferents tipus morfològics i funcionals (dicotiledònies, lleguminoses i gramínies). A més, s'avalua la influència de les pràctiques agrícoles en l'estructura morfològica i funcional de les comunitats arvenses i el paper de la gestió ecològica i l'escala espacial a l'hora de proposar mesures de conservació de la diversitat de la flora arvense en els sistemes agrícoles.

1.2. Material i mètodes

L'estudi es va dur a terme en dues àrees cerealístiques de mida similars, una a la Catalunya central i l'altra a la Baixa Saxònia (nord d'Alemanya). Es varen seleccionar 11 localitats a Catalunya i 15 a la Baixa Saxònia i, a cada localitat, una finca amb gestió convencional i una altra amb gestió ecològica. A cada finca, just abans de la sega del cereal, es va inventariar la flora arvense de quatre quadrats de 2 m × 2 m a Catalunya i de 15 quadrats de 2 m × 2 m a Alemanya, distribuïts aleatòriament al centre dels camps. A cada finca es van mostrejar d'1 a 5 camps, segons la disponibilitat de camps de cereal en cada cas.

La similitud en la composició florística entre els dos països i entre els dos sistemes de gestió d'un mateix país es va calcular mitjançant l'índex de Sørensen, segons $S_s = (2 \times C) / (A + B)$, on A i B són el número d'espècies de les mostres A i B respectivament i C és el número d'espècies comunes a les dues mostres. Així doncs, aquest índex, que varia entre 0 i 1, pren el valor de 0 quan les dues mostres són totalment diferents i d'1 quan són exactament iguals. Per cada país i sistema de gestió, es va calcular també la freqüència de cada espècie en relació al total de finques mostrejades.

La riquesa d'espècies de cada país es va descompondre en els seus components espacials de diversitat segons el mètode de la partició additiva ($\gamma = \alpha + \beta$) a dues escales: finca i regió. Així doncs, la riquesa total d'espècies de la regió mostrejada de cada país ($\gamma_{regió}$) es va descompondre en α_{finca} (la mitjana d'espècies trobada per quadrat a cada finca), β_{finca} (la diferència entre la γ_{finca} i l' α_{finca}) i $\beta_{regió}$ (la diferència entre la $\gamma_{regió}$ i el número mitjà d'espècies per finca). Aquest procediment es va repetir per separat pels diferents tipus morfològics i funcionals: dicotiledònies (sense incloure les lleguminoses), lleguminoses i gramínies. Per minimitzar l'efecte de la diferent mida mostral entre els dos països i per poder-los comparar de manera directa, les components de la diversitat es van calcular amb una mostra balancejada. Les 15 mostres per finca obtingudes a Alemanya es van seleccionar a l'atzar sense reemplaçament en grups de 4. Es va calcular la mitjana de 1.000 permutacions pel conjunt de totes les espècies i per cada tipus morfològic i funcional per separat. A més, per facilitar la comparació entre els dos països i els dos sistemes de gestió, es va calcular la contribució relativa de cada component de la diversitat en relació al total d'espècies inventariades.

A nivell de finca, l'efecte del país (Catalunya i la Baixa Saxònia) i de la gestió (ecològica i convencional) sobre els diferents components espacials de la diversitat pel total d'espècies i pels diferents tipus morfològics i funcionals es va analitzar mitjançant models mixtes, amb el factor localitat com a aleatori. Es varen fixar contrastos ortogonals *a priori* per comparar els diferents nivells dels factors país i gestió.

1.3. Resultats

1.3.1. Aspectes generals

Es varen inventariar 136 espècies arvenses, 76 a Catalunya i 77 a la Baixa Saxònia (Taula 1.1 i 1.2, pàgs. 43, 44 i 45). La riquesa d'espècies va ser superior a les finques ecològiques i les espècies dicotiledònies van ser el tipus morfològic predominant. Tot i que el nombre total d'espècies i el nombre d'espècies de cada tipus morfològic i funcional eren similars, només 18 espècies van ser trobades als dos països. Així doncs, el coeficient de similitud florística de Sørensen (S_s) entre les dues àrees d'estudi era baix ($S_s = 0.24$), mentre que la similitud entre sistemes de gestió a cada país era superior (Catalunya: $S_s = 0.55$; la Baixa Saxònia: $S_s = 0.64$).

1.3.2. Descomposició additiva de la diversitat

Les anàlisis realitzades a nivell de finca mostren que els components de la diversitat de totes les espècies en conjunt i dels diferents tipus morfològics i funcionals és superior a les finques gestionades de manera ecològica (Taula 1.3, pàg. 46). Els components de la diversitat no varien entre països, amb l'excepció dels valors superiors d' α_{finca} per les dicotiledònies a Catalunya i d' α_{finca} per les gramínies als camps ecològics de la Baixa Saxònia, com reflecteix la interacció significativa entre gestió i país (Taula 1.3, pàg. 46). A nivell de regió, les finques ecològiques contribueixen en major mesura a la riquesa d'espècies total de cada país, tant pel conjunt de totes les espècies com per cadascun dels tipus morfològics i funcionals per separat (Taula 1.4, pàg. 47; Figura 1.1, pàg. 48). La $\beta_{regió}$ és el component de diversitat amb una contribució relativa més alta a la diversitat total en comparació amb la resta de components. Aquest patró es repeteix en els dos sistemes de gestió i en els dos països (Taula 1.4, pàg. 47; Figura 1.1, pàg. 48).

1.4. Discussió

1.4.2. Determinants de la composició d'espècies arvenses en els dos països

La comparació dels inventaris realitzats a Catalunya i a Alemanya mostra que les diferències en la composició florística entre els dos països són més grans que entre els sistemes de gestió de cada país. Per tant, la distància geogràfica entre les dues àrees mostrejades, que inclou, entre altres, diferències en el clima, influeix en el conjunt d'espècies que es poden trobar a cada país. Malgrat això, les pràctiques agrícoles també han contribuït a la diferenciació en la composició d'espècies entre els dos països. Per exemple, a Alemanya es van inventariar més gramínies, la majoria de les quals, però, són espècies cultivades (*Avena sativa* L.) o freqüentment utilitzades en pastures (*Lolium multiflorum* Lam., *Alopecurus pratensis* L., etc.). Aquest fet pot estar en relació al percentatge més elevat de pastures en aquest país (% de pastures en relació a la superfície total en 1 km al voltant de cada finca; la Baixa Saxònia = 14.54 ± 1.33 %; Catalunya = 0.42 ± 0.00 %), la qual cosa afavoreix la presència d'aquestes espècies tant per la introducció d'aquests cultius en l'esquema de rotacions de les finques estudiades com per la dispersió de les seves llavors des de finques properes.

Malgrat les esmentades diferències, el sistema de gestió també ha comportat convergències en la composició dels diferents tipus morfològics i funcionals entre els dos països. D'una banda, varem trobar una presència molt baixa de lleguminoses, especialment a les finques convencionals. El nombre més elevat de lleguminoses a les finques ecològiques, però, es troba principalment en relació a la presència d'espècies cultivades, les quals són introduïdes de manera més generalitzada en l'esquema de rotacions d'aquest sistema de gestió. D'altra banda, el número de gramínies és relativament petit en els dos països en comparació al número total d'espècies. Malgrat això, es troben entre el grup d'espècies més freqüents a cada país. Tal i com va descriure Daehler (1998), la família de les gramínies és una de les més ben representades a les comunitats arvenses. A més, en els cultius cerealístics, l'aplicació d'herbicides al llarg dels anys ha comportat l'aparició d'espècies tolerants i resistents, com per exemple *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv. o *Lolium rigidum* Gaudin (Adamczewski *et al.*, 2007; Preston *et al.*, 2009).

1.4.2. Determinants dels components espacials de la diversitat

El sistema de gestió té una clara influència en els components espacials de la diversitat d'ambdós països, amb valors més alts de riquesa d'espècies a les finques ecològiques (Hole *et al.*, 2005; Romero *et al.*, 2008a). Els efectes positius de l'agricultura ecològica són, fins i tot, més evidents a escala regional, on les finques ecològiques fan la contribució més important a la riquesa total d'espècies. La comparació dels components de la diversitat a escala de finca i de regió indica que la $\beta_{\text{regió}}$, és a dir, la heterogeneïtat en la composició florística entre finques, és el component de la diversitat més important, no només per la riquesa total d'espècies sinó també per la riquesa dels diferents tipus morfològics i funcionals. El sistema de gestió i el país no modifiquen aquest patró. L'heterogeneïtat ambiental a les dues escales d'estudi (finca i regió) i la diferent intensitat de les pràctiques agrícoles entre sistemes de gestió i a cadascun d'ells determinen la presència d'unes espècies en unes localitats i no en unes altres. Malgrat que aquesta heterogeneïtat es produeix tant a escala petita com a escala gran, els nostres resultats indiquen que per una determinada regió, els efectes dels factors abans esmentats són molt més importants a gran escala.

1.5. Conclusions

Els resultats indiquen que la distribució espacial de les finques ecològiques en una determinada regió pot afavorir la conservació de les espècies arvenses. Resultats similars han estat prèviament descrits a Alemanya (Clough *et al.*, 2007; Gabriel *et al.*, 2006), però aquest estudi mostra que aquest patró és comú en regions bioclimàtiques diferents, com són Catalunya i la Baixa Saxònia. Per tant, cal que els esforços per a la conservació de la diversitat de la flora arvenses en els sistemes agrícoles es centrin en promoure una xarxa extensa i ben distribuïda de finques ecològiques. Aquesta proposta contrasta amb la majoria de mesures que s'apliquen a Europa amb la mateixa finalitat (Whittingham, 2007), perquè van dirigides a petita escala, a finques o parcel·les concretes. A més, el percentatge de finques ecològiques és petit en comparació amb el de les finques convencionals i es troben majoritàriament agregades en l'espai (Gabriel *et al.*, 2009). Per tant, s'hauria de promoure la conversió cap a l'agricultura ecològica, especialment a les zones on encara no hi ha finques ecològiques establertes, per tal d'augmentar la superfície amb gestió ecològica i aconseguir una distribució espacial més uniforme.

2. Avaluació de la intensitat de la gestió en camps de cereals ecològics i convencionals de la regió mediterrània

2.1. Introducció i objectius

La majoria dels estudis que tracten l'efecte de la intensificació de les pràctiques agrícoles sobre la diversitat de les espècies arvenses ho fan mitjançant la comparació de finques ecològiques i convencionals (Boutin *et al.*, 2008; Gibson *et al.*, 2007; Hole *et al.*, 2005). Aquestes comparacions assumeixen que les pràctiques agrícoles i, per tant, la intensitat de la gestió, és més gran a les finques amb gestió convencional que a les finques amb gestió ecològica i, a més, que la intensitat de la gestió és més o menys homogènia dins de cada sistema de gestió. Però, malgrat les evidències que la gestió convencional és més intensa que l'ecològica, encara hi ha poca informació sobre la variabilitat d'aquesta intensitat dins de cada sistema. L'objectiu d'aquest treball és desenvolupar un índex d'intensificació agrícola per tal d'avaluar la intensitat de la gestió i els seus efectes sobre la riquesa d'espècies arvenses en camps de cereals de secà. Atès que el procés d'intensificació de la gestió ha anat acompanyat d'un procés de simplificació del paisatge agrícola, s'han analitzat les correlacions dels indicadors de la intensitat de la gestió seleccionats amb l'indicador utilitzat per avaluar la complexitat del paisatge, per tal de separar els seus efectes. En aquest estudi esperem que: (1) l'índex d'intensificació agrícola desenvolupat sigui independent de la complexitat del paisatge, perquè els indicadors utilitzats es basen exclusivament en aspectes de gestió; (2) existeixi un gradient d'intensitat de les pràctiques agrícoles en cada sistema de gestió, però també entre ells, de tal manera que, (3) un índex d'intensificació agrícola hauria de ser el mètode més apropiat per valorar la intensificació de la gestió i els seus efectes sobre la diversitat d'espècies arvenses, en comparació a la clàssica dicotomia entre la gestió ecològica i convencional.

2.2. Material i mètodes

L'estudi es va realitzar entre els anys 2006 i 2007 a 18 localitats de la Catalunya central, les quals formaven part d'un gradient de complexitat del paisatge. A cada localitat es varen seleccionar dues finques, una amb gestió ecològica i l'altre amb gestió convencional i, de cadascuna d'elles, un camp de cereal. La complexitat del paisatge es va estimar mitjançant la proporció de terra agrícola i de zones urbanes al voltant de cada

parcel·la estudiada en un radi d'1 km (Percentatge de terra intensificada, PIL). Es va realitzar una entrevista a cada agricultor (18 agricultors convencionals i 18 ecològics) per tal de caracteritzar les pràctiques agrícoles realitzades en el camp seleccionat durant els darrers 5 anys. De la informació extreta a partir de les enquestes, es varen seleccionar 5 variables de gestió (indicadors de la intensitat de la gestió), les quals es van utilitzar per a desenvolupar l'índex (Taula 2.1, pàg. 63). Aquestes són:

- la mitjana de les aportacions anuals de nitrogen dels darrers 5 anys (N), calculada a partir del tipus de fertilitzant i la dosi aplicada pels agricultors.

- el grau de control de les males herbes (WC), avaluat com la realització o no del control de la vegetació arvensa, i en cas que n'hi hagués, si era químic (herbicides) o mecànic (grada de pues flexible).

- la proporció del cultiu de cereal (CR), és a dir, el percentatge d'anys dels darrers 5 que el camp havia estat cultivat amb cereal (blat o ordi).

- la diversitat cultivada (CD), el número de cultius de diferents famílies conreats els darrers 5 anys.

- l'origen de les llavors (SO), és a dir, si les llavors de cereal utilitzades per sembrar eren comercials o provenien de collites anteriors del mateix agricultor.

L'índex d'intensificació agrícola (LUI-índex) es va obtenir mitjançant una anàlisi de components principals a les esmentades variables, la qual permet retenir bona part de la variabilitat de les dades originals en noves variables (components) no correlacionades. La primera component, que recull la màxima variació de les dades, va ser utilitzada com a LUI-índex.

La diversitat d'espècies arvenses es va mesurar en 10 parelles de camps, 10 ecològics i 10 convencionals, escollits a l'atzar entre les 18 parelles. Es va avaluar la riquesa total d'espècies arvenses mitjançant inventaris florístics realitzats abans de la sega en 4 quadrats de 2 m × 2 m situats a l'atzar al centre de cada camp.

La relació entre el LUI-índex (i cadascuna de les variables de gestió seleccionades) i el PIL es va avaluar mitjançant anàlisis de correlacions de Pearson per variables contínues i amb proves *t*-Student per variables categòriques. Per tal d'analitzar

L'efectivitat del LUI-índex, de cada una de les variables de gestió per separat i del tipus gestió (ecològica i convencional) a l'hora d'explicar les diferències en la riquesa d'espècies arvenses, es van utilitzar models mixtes. Les mateixes anàlisis es van repetir per cada sistema de gestió per separat amb models lineals. La importància relativa de cada variable es va quantificar pel mètode de la inferència de models múltiples (*multimodel inference*, MMI) (Burnham & Anderson, 2002). Els models candidats inclouen totes les possibles combinacions de totes les variables. Aquest mètode es basa en el criteri d'informació Akaike i permet calcular i ordenar la probabilitat que un model sigui el millor en comparació amb la resta i obtenir un subconjunt de models amb un 95% de probabilitat d'incloure el millor model (Burnham & Anderson, 2002). La importància relativa de cada variable es calcula amb la suma del pes d'Akaike de tots els models on apareix la variable. La magnitud de l'efecte de cada variable es va calcular per mitjà dels seus intervals de confiança.

2.3. Resultats

En general, les pràctiques agrícoles realitzades en els camps ecològics i els convencionals difereixen molt entre elles (Taula 2.2, pàg. 66). Els exemples més clars són la rotació de cultius, molt més simple o inexistent en els camps convencionals, i el tipus de fertilització i la quantitat de nitrogen incorporat, molt més elevada en els camps convencionals (mitjana \pm ES, mínim, màxim; convencionals: $144.05 \pm 18.40 \text{ kg ha}^{-1}$, 58.20 kg ha^{-1} , 325 kg ha^{-1} ; ecològics: $41.79 \pm 11.42 \text{ kg ha}^{-1}$, 0 kg ha^{-1} , 108.7 kg ha^{-1}).

El LUI-índex, que correspon a la primera component de l'anàlisi de components principals, variava entre -1.193 i 0.995, amb tots els valors distribuïts de manera força uniforme per tot l'interval de variació possible (Figura 2.1, pàg. 68). Malgrat que dins de cada sistema de gestió els valors d'intensitat de les pràctiques agrícoles variaven considerablement, aquesta variabilitat era més gran en els camps ecològics (percentatge de variació respecte a l'interval total: camps ecològics = 63 %; camps convencionals = 46 %).

Les variables CR, CD i SO es correlacionaven amb el PIL en l'anàlisi de correlacions utilitzant els camps ecològics i convencionals de manera conjunta, mentre que aquestes correlacions només es mantenien en els camp ecològics quan s'anàlitzaven les dues gestions per separat (Taula 2.4, pàg. 68). Tot i així, l'índex resultant era

independent del PIL, tant en l'anàlisi amb els dos sistemes de gestió junts com analitzant cada un per separat.

En total, es van inventariar 72 espècies arvenses, 33 en els camps convencionals i 66 en els ecològics. L'anàlisi dels dos sistemes de gestió junts mostrava que el N, el WC i el LUI-índex eren les variables que explicaven millor la riquesa d'espècies arvenses (Taules 2.5 i 2.6, pàgs. 70 i 71). Els coeficients d'aquestes variables reflecteixen que la gestió intensa, estimada a partir de les aportacions externes de nitrogen (N), el grau de control de la flora arvense (WC) o l'índex (LUI-índex), afecten negativament la riquesa d'espècies arvenses (Figura 2.2, pàg. 72). La resta de variables no afectaven de manera marcada la riquesa de la flora arvense. L'anàlisi realitzada per a cada sistema de gestió mostrava que la importància de les variables depèn del sistema de gestió. Així, als camps ecològics, l'única variable amb influència sobre la riquesa d'espècies arvenses era el LUI-índex, mentre que pels convencionals, només ho era el N (Taules 2.7 i 2.8, pàgs. 71 i 72).

2.4. Discussió

Tal i com es plantejava a les hipòtesis del treball, el LUI-índex desenvolupat no es correlacionava amb la complexitat del paisatge, malgrat algunes variables de gestió sí ho estaven. Aquest fet mostra que algunes variables no són bones indicadores de la intensitat de la gestió a causa de la seva relació amb la complexitat del paisatge. Així doncs, cal explorar les correlacions dels indicadors de la intensitat de la gestió amb els de la complexitat del paisatge si es vol analitzar conjuntament ambdues vessants de la intensificació agrícola per tal d'evitar interpretacions errònies.

De manera general, la intensitat de la gestió és més alta en els camps convencionals, però els nostres resultats mostren que, de vegades, la gestió de les finques ecològiques pot ser tan intensa com la de les convencionals (valors del LUI-índex semblants). Per tant, l'heterogeneïtat en la intensitat de la gestió dins de cada sistema ens indica que assumir que la gestió ecològica es caracteritza per l'ús de pràctiques de baixa intensitat pot ésser, de vegades, una simplificació excessiva de la realitat.

Segons el nostre plantejament, l'avaluació dels efectes de la gestió agrícola sobre la riquesa d'espècies arvenses mitjançant un índex d'intensificació, el qual integra

diverses variables de gestió, hauria de resultar el mètode més idoni. Els resultats d'aquest estudi mostren, però, que no és l'única variable vàlida. Segons el sistema de gestió que s'analitza, la variable que s'adequa millor és diferent, fet que comporta que no hi hagi una única variable apropiada en l'anàlisi conjunta. En els camps convencionals, l'important impacte negatiu de l'ús d'herbicides sobre la flora arvensa en relació a les altres variables fa que petits canvis en la intensitat de la gestió mesurats amb el LUI-índex no representin cap efecte sobre la riquesa d'espècies. L'important variació en les aportacions de nitrogen entre les finques convencionals, que contrasta amb l'homogeneïtat de les altres variables de gestió, explica que el N sigui l'indicador més relacionat amb la riquesa d'espècies en els camps convencionals. Per tant, pels camps convencionals, el LUI-índex resulta menys informatiu que el N sol perquè la resta de variables aporten poca informació i poden afegir "soroll", convertint-lo en una variable menys adequada. En canvi, en els camps ecològics, el LUI-índex recull de manera integrada la variabilitat de les pràctiques agrícoles i és un bon reflex de la intensificació. Per tant, cal tenir present que no només el LUI-índex sinó també el WC i el N són variables adequades per mesurar els efectes de la intensificació de la gestió sobre la riquesa d'espècies arvenses, i totes elles són més informatives que la clàssica separació entre la gestió ecològica i convencional. L'elecció d'una o altra variable dependrà, doncs, de l'objectiu: el LUI-índex i el WC recullen millor la heterogeneïtat de la gestió dels camps ecològics mentre que el N és més adequat pels camps convencionals.

3. La intensitat de la gestió, però no la complexitat del paisatge, afecta la riquesa d'espècies arvenses dels camps de cereals de secà

3.1. Introducció i objectius

La intensitat de la gestió, avaluada mitjançant la comparació del sistema de gestió ecològic i convencional, i la complexitat del paisatge, poden afectar la diversitat de la flora arvensa. La major part dels estudis han constatat que la gestió ecològica i els paisatges complexos afavoreixen la seva diversitat (Hole *et al.*, 2005; Roschewitz *et al.*, 2005b). Fins ara, però, la recerca s'ha centrat en avaluar la importància d'aquests dos factors amb independència de l'eficàcia del control químic i mecànic en els conreus

convencionals i ecològics, respectivament. L'eficàcia d'aquesta pràctica agrícola pot variar molt d'un camp a un altre i això podria emascarar els efectes de la complexitat del paisatge. Per tant, en aquest estudi, vàrem establir quadres permanents amb i sense control de la vegetació per tal d'avaluar el seu efecte i la seva influència sobre els altres dos factors, la intensificació de la gestió i la complexitat del paisatge.

En general, el banc de llavors del sòl és un reflex del processos que han succeït en el passat i, per tant, pot ser un bon indicador dels efectes de la intensificació agrícola. Els estudis que comparen la composició florística de la flora arvensa establerta i la del banc de llavors sovint troben força diferències entre elles. Per tant, l'estudi d'aquests dos components és important per poder determinar on són més evidents els efectes de la intensificació agrícola.

Els objectius d'aquest capítol són 1) analitzar la importància relativa de les pràctiques agrícoles i de la complexitat del paisatge sobre la riquesa d'espècies arvenses, 2) valorar si el seu efecte és diferent quan s'analitza la riquesa de la vegetació aèria establerta, el banc de llavors o la riquesa total i 3) avaluar si el control de la vegetació arvensa pot afectar el patró de la riquesa d'espècies en relació a la complexitat del paisatge i a la intensitat de la gestió.

3.2. *Material i mètodes*

L'estudi es va dur a terme a la Catalunya central entre els anys 2006 i 2007. Es varen seleccionar 11 localitats, caracteritzades per tenir diferent complexitat del paisatge i finques cerealístiques amb gestió ecològica i convencional. A cada localitat, vàrem seleccionar dues finques properes, una ecològica i l'altra convencional, i de cada finca, un camp sembrat amb cereals (ordi o blat) de mida, forma i orientació similars. La complexitat del paisatge entorn les parcel·les seleccionades, avaluada mitjançant el percentatge de terra agrícola juntament amb el de zones urbanitzades (Percentatge de terra intensificada, PIL) en un cercle d'1 km de radi al voltant de cada parcel·la, variava entre un 99.2 % i un 25.2 %.

3.2.1. *Intensitat de la gestió*

Vàrem realitzar una entrevista a cada agricultor per tal de caracteritzar les pràctiques agrícoles realitzades als camps seleccionats els darrers 5 anys. Les preguntes

feien referència a: el tipus i la quantitat de fertilitzant, l'existència de control de la vegetació arvensa (tant químic –herbicides- com mecànic), el número de cultius de diferents famílies (diversitat cultivada), la proporció d'anys amb cultiu de cereal i l'origen de la sembradura (llavors comercials o pròpies) (vegeu l'apartat 2.2 *Material i mètodes*, pàg. 134). Les anàlisis preliminars van mostrar una alta heterogeneïtat de les pràctiques agrícoles dins de cada sistema de gestió (Taula 3.1, pàg. 87). Posteriorment, es va comprovar si aquestes pràctiques agrícoles es correlacionaven amb el PIL, i es va trobar una correlació significativa amb la diversitat cultivada i amb la proporció de cultiu de cereal als camps ecològics (Taula 3.2a, pàg. 88). Aquestes correlacions indicaven que el sistema de gestió ecològic no podia ser considerat de manera independent de la complexitat del paisatge. Per tant, per poder separar els efectes de la intensificació de la gestió dels efectes de la complexitat del paisatge, vàrem escollir un indicador de la intensitat de la gestió no correlacionat amb la complexitat del paisatge: la mitjana de les aportacions anuals de nitrogen dels darrers 5 anys (N). El N, a més de ser independent de la intensificació del paisatge, es correlacionava amb altres variables de gestió (Taula 3.2b, pàg. 88). En aquest estudi vàrem utilitzar el N, però també el tipus de gestió (FS; ecològica o convencional) com a mesures de la intensitat de la gestió. La comparació dels resultats d'ambdues anàlisis permet valorar els possibles problemes de treballar amb variables que es troben relacionades.

3.2.2. Disseny experimental i mostratge

Al centre de cada parcel·la es van delimitar a l'atzar 4 blocs de 7 m × 7 m i, a cadascun d'ells, es varen establir 3 quadrats equidistants de 2 m × 2 m. La vegetació arvensa del primer dels quadrats es va controlar (mitjançant herbicides als camps convencionals i amb grada de pues flexibles als ecològics), mentre que la vegetació arvensa del segon no es va controlar. El tercer quadrat es va utilitzar per avaluar el banc de llavors del sòl. Just després de la sembra del cereal, es varen recollir 24 mostres de sòl de 3 cm de diàmetre × 10 cm de profunditat. Aquestes mostres van ser distribuïdes en safates d'alumini i disposades en un hivernacle sense calefacció i llum natural, on eren regades periòdicament. El seguiment de la germinació de les safates durant 14 mesos va permetre conèixer la riquesa florística del banc de llavors. El número total d'espècies del banc de llavors de cada bloc es va obtenir a partir de la llista de totes les espècies emergides durant el període de mostreig. La riquesa total d'espècies de cada

camp es va obtenir de la llista conjunta de les espècies dels inventaris de la vegetació establerta i del banc de llavors.

3.2.3. Anàlisis estadístiques

L'efecte de la complexitat del paisatge (PIL) i de les pràctiques agrícoles, estimades a partir del sistema de gestió (FS) i de l'aportació externa de nitrogen (N), sobre la riquesa d'espècies (inventaris de vegetació, banc de llavors i riquesa total) es va analitzar mitjançant models mixtes. La importància relativa de cada variable va ser quantificada pel mètode de la inferència de models múltiples (*multimodel inference*, MMI) (Burnham & Anderson, 2002). Els models candidats inclouen totes les possibles combinacions de totes les variables. Aquest mètode es basa en el criteri d'informació Akaike i permet calcular i ordenar la probabilitat que un model sigui el millor en comparació amb la resta i obtenir un subconjunt de models amb un 95 % de probabilitat d'incloure el millor model (Burnham & Anderson, 2002). La importància relativa de cada variable es calcula amb la suma del pes d'Akaike de tots els models on apareix la variable. La magnitud de l'efecte de cada variable es va calcular per mitjà dels seus intervals de confiança.

3.3. Resultats i discussió

En total, es van inventariar 128 espècies arvenses, 81 en els inventaris de la vegetació establerta i 95 en el banc de llavors. Trenta-set espècies van ser trobades exclusivament en els inventaris de vegetació establerta i 47 només al banc de llavors. Setanta-una espècies van ser trobades als camps convencionals i 112 als ecològics. La Taula 3.3 (pàg. 91) mostra els valors mitjans d'espècies arvenses observats i el seu rang de variació.

La intensificació de les pràctiques agrícoles, avaluada a partir del N o del sistema de gestió (FS), i el tractament de control de la vegetació arvense (WC) influeixen negativament la riquesa d'espècies de la vegetació arvense establerta (Taules 3.4 i 3.5, pàgs. 92 i 93). Aquests resultats, que coincideixen amb estudis anteriors, recolzen els beneficis de les pràctiques agrícoles poc intenses sobre la riquesa d'espècies arvenses. A més, l'aplicació d'herbicides afecta més negativament la riquesa d'espècies que el control mecànic, com indica el suport de les dues anàlisis a la interacció entre el tractament de control de la vegetació i la intensitat de les pràctiques agrícoles (Figura

3.2, pàg. 94). Contràriament, la complexitat del paisatge no afecta la riquesa d'espècies arvenses en cap de les dues anàlisis. Malgrat que l'anàlisi amb el sistema de gestió com a mesura d'intensificació de les pràctiques agrícoles dóna suport a la interacció entre la complexitat del paisatge i el sistema de gestió, aquesta no és important quan s'utilitza el N com a mesura de la intensificació agrícola. Aquesta interacció, que ens indica l'efecte positiu de la complexitat del paisatge sobre la diversitat de la flora arvense al centre dels camps ecològics, pot ser un artifici pel fet d'utilitzar en el model dues variables que es troben relacionades, com són el sistema de gestió i la complexitat del paisatge. Així doncs, malgrat que les dues variables d'intensificació de les pràctiques agrícoles ens aporten informació similar, el fet d'utilitzar el N té el valor afegit de ser independent de la complexitat del paisatge i ens permet assegurar que la importància relativa de cada variable no depèn d'altres. D'altra banda, cap de les dues anàlisis dóna suport a la interacció entre la complexitat del paisatge i el control de la vegetació. Això ens indica que aquesta pràctica agrícola no afecta el patró observat per a la complexitat del paisatge.

Les anàlisis de la riquesa del banc de llavors del sòl i la riquesa total d'espècies de cada camp també donen suport a l'efecte negatiu de les pràctiques agrícoles intenses (estimades mitjançant el sistema de gestió (FS) i el N) sobre la riquesa de la flora arvense, però no mostren cap efecte de la complexitat del paisatge. (Taules 3.6 i 3.7, pàg. 95).

La manca d'efecte de la complexitat del paisatge en el nostre estudi pot ser atribuïda a diversos factors. En primer lloc, la reduïda distància de dispersió de moltes llavors pot limitar la seva entrada als camps (Rew *et al.*, 1996; Bischoff & Mahn, 2000; Geertsema & Sprangers, 2000; Devlaeminck *et al.*, 2005; Kohler *et al.*, 2008). A més, tot i que les llavors puguin arribar-hi, les pràctiques agrícoles podrien dificultar l'establiment de poblacions viables. Les pràctiques agrícoles (per exemple, la llaurada, la sembra, l'aplicació de fertilitzants i herbicides, etc.), en general, són més eficients i intenses al centre dels camps que a les vores (la part més externa del camp, adjacent al marge)(Wagner & Edwards, 2001; Romero *et al.*, 2008a). Així doncs, l'efecte del paisatge sobre la riquesa d'espècies podria ser més difícil de detectar al centre dels camps. En aquest sentit, la majoria de treballs on s'ha descrit un efecte positiu de la complexitat del paisatge sobre la diversitat arvense dels conreus s'han centrat en l'estudi de la diversitat d'espècies als marges i a les vores dels camps (Weibull *et al.*, 2003;

Boutin *et al.*, 2008) o en l'anàlisi conjunta de la diversitat arvensa de les vores i dels centres dels camps (Roschewitz *et al.*, 2005b).

4. Influència del sistema de gestió sobre la resistència a la invasió i sobre els seus efectes: estudi del cas de *Lolium rigidum* i *Avena sterilis*

4.1. Introducció i objectius

L'èxit de les invasions biològiques depèn de les interaccions entre les característiques de la planta invasora i les de la comunitat envaïda. En el context dels sistemes agrícoles, per tant, el tipus de gestió (ecològica o convencional) pot influir en el procés d'invasió. En general, els sistemes agrícoles amb gestió ecològica tenen una diversitat d'espècies arvenses més elevada que els convencionals (Hole *et al.*, 2005). Segons la hipòtesi d'Elton (1958), això els pot conferir més resistència a les invasions, perquè els sistemes més diversos són més eficients en l'ús dels recursos (Levine & D'Antonio, 1999; Shea & Chesson, 2002) i, per tant, en deixen menys per a l'establiment i l'expansió de les espècies invasores (hipòtesi de la resistència biòtica). D'altra banda, els conreus convencionals amb fertilització química són, en general, adobats més intensament i l'alliberació de nutrients és molt més ràpida que la dels adobs orgànics utilitzats en l'agricultura ecològica (Liebman & Davis, 2000; Poutala *et al.*, 1994). Així doncs, segons la hipòtesi de la disponibilitat de recursos (Davis *et al.*, 2000), l'elevada disponibilitat de nutrients hauria de facilitar el procés d'invasió.

Malgrat que aquestes hipòtesis han estat testades en diferents sistemes ecològics, fins ara es disposa de poca informació sobre el paper de la diversitat vegetal i la disponibilitat de recursos en els sistemes agrícoles. Per tant, l'objectiu d'aquest estudi és avaluar la invasibilitat dels conreus ecològics i convencionals de blat d'hivern de secà mediterranis mitjançant la sembra experimental de llavors de dues espècies arvenses nadiues, *Lolium rigidum* Gaudin i *Avena sterilis* L., a diferents densitats. La sembra de llavors a diferents densitats permet analitzar l'efecte del nombre de propàguls i caracteritzar la invasibilitat d'ambdós sistemes de gestió en absència de limitació de propàguls. A més, s'avaluen els efectes de la invasió sobre la producció, la flora arvensa

i la persistència de dues espècies segetals poc freqüents i abundants (*Agrostemma githago* L. i *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert [*V. pyramidata* Medik.]).

En general, l'estudi hipotetitzava que (1) la invasió d'*A. sterilis* hauria de ser superior a la de *L. rigidum*, perquè és una espècie més competitiva (Pannell & Gill, 1994), (2) la invasió hauria de ser menor en la parcel·la ecològica perquè la flora arvense resident és més diversa i la disponibilitat de recursos a curt termini és inferior, i, en conseqüència, (3) la invasió hauria de tenir un efecte més negatiu sobre el rendiment del cultiu, la flora arvense resident i sobre *A. githago* i *V. hispanica* a la parcel·la convencional, com a conseqüència de la seva major invasibilitat.

4.2. Material i mètodes

4.2.1. Lloc d'estudi i gestió dels camps

L'estudi es va dur a terme entre octubre de 2006 i juny de 2007 a Sallent (Bages). En aquesta zona agrícola es van seleccionar 2 camps de blat propers, un ecològic i l'altre convencional, els quals es caracteritzaven per no tenir poblacions d'*A. sterilis* ni de *L. rigidum*. El sòl dels dos camps era calcari i abans d'iniciar l'experiment tenien continguts similars de carboni orgànic (ecològic: 1.50 ± 0.07 %, mitjana \pm ES; convencional: 1.53 ± 0.12 %) i nitrogen total (ecològic: 0.13 ± 0.01 %, convencional: 0.12 ± 0.01 %) i una relació C/N semblant (ecològic: 11.53 ± 0.20 , convencional: 12.66 ± 1.68). El camp convencional era regularment fertilitzat amb purins i adobs químics i era tractat amb herbicides anualment. En canvi, la fertilització del camp ecològic es basava en l'adob amb compost de gallinassa de manera ocasional i la sembra de lleguminoses i adobs verds, i no s'hi realitzava cap control de la vegetació arvense. L'any de l'estudi, el camp convencional va ser fertilitzat amb una aplicació granular de NPK (10:7:16, 300 kg ha⁻¹) abans de la sembra i amb 50 kg ha⁻¹ de N-NO₃ a l'hivern. El camp ecològic havia estat adobat amb gallinassa (6.000 kg ha⁻¹) l'any anterior. No es va realitzar cap control de la vegetació arvense durant l'experiment. La comunitat arvense dels dos camps estudiats era dominada per plantes anuals, entre les que destaquen per la seva freqüència *Polygonum aviculare* L., *Papaver rhoeas* L. i *Medicago polymorpha* L.

4.2.2. Espècies estudiades

A. sterilis i *L. rigidum* (Poaceae) són dues de les espècies arvenses més perjudicials dels conreus cerealístics de secà (González-Ponce & Santin, 2001; Izquierdo *et al.*, 1997; Torner *et al.*, 1991). Són presents en més del 50 % dels camps de cereals a Catalunya (Recasens *et al.*, 1996) i dominen moltes comunitats arvenses en regions de clima mediterrani (Pannell & Gill, 1994). En canvi, *A. githago* i *V. hispanica*, malgrat que antigament eren freqüents i abundants en els sembrats, ara són espècies rares. La intensitat de la gestió i la millora en la neteja de les llavors són dues de les causes principals de la seva progressiva desaparició (Holzner, 1982).

4.2.3. Disseny experimental

A cada camp es van delimitar 4 blocs de 38 m × 4 m i a cada bloc, 7 quadrats de 2 m × 2 m, separats 3 m entre ells. La disposició a l'atzar dels blocs en cada camp va evitar la dependència espacial i la pseudoreplicació. A cada bloc es va establir un gradient d'invasió per cada espècie invasora, simulant des d'una infestació moderada a una de severa. *A. sterilis* es va sembrar a densitats de 165, 830 i 1.670 llavors m⁻² (anomenades A1, A2 i A3) i *L. rigidum* a 500, 1.500 i 3.000 llavors m⁻² (anomenades L1, L2 i L3). El setè quadrat no va ser envaït i es va utilitzar com a control (anomenat C). Les llavors es van sembrar superficialment a cada quadrat i just després es va realitzar la sembra del blat.

Per avaluar la influència de la invasió sobre la germinació d'*A. githago* i de *V. hispanica*, es varen sembrar 50 llavors de cada espècie en dos sub-quadrats de 25 cm × 25 cm aleatòriament distribuïts a cada quadrat. A més, es van trasplantar 6 plàntules (en l'estadi de 4-6 fulles) de cada espècie a cada quadrat per tal d'analitzar-ne la supervivència, el creixement i la reproducció (168 plàntules de cada espècie a cada camp). Les plàntules es varen establir a una distància constant de 0,5 m per minimitzar la competència intraspecífica. Tots els quadrats es varen regar el dia del trasplantament.

4.2.4. Mostratge i anàlisis estadístiques

El recobriment de la vegetació arvense es va mesurar al març, mitjançant un radiòmetre (Decagon Devices, Inc.) i, al juny, de manera visual.

Abans de la sega, es varen seleccionar quatre sub-quadrats de 25 cm × 25 cm a cada quadrat, i en cada un d'ells es va fer el recompte del nombre d'individus de cadascuna de les espècies arvenses i es va recol·lectar la biomassa aèria de les espècies invasores, del blat i de cada una de les espècies arvenses. El pes sec (g m^{-2}) es va avaluar després de dessecar la biomassa a 60°C durant 48 h. L'èxit de la invasió es va calcular a partir de la biomassa aèria final de cada espècie invasora i de la biomassa de cada una en relació a la biomassa total. L'estructura de la comunitat arvense es va avaluar a partir de la densitat i la riquesa d'espècies i la biomassa total. Les pèrdues relatives de la biomassa de blat i de les espècies arvenses i de la densitat i la riquesa específica de la comunitat arvense a causa de la invasió es van avaluar mitjançant la fórmula:

$$\text{Pèrdues relatives} = (v - v_c) / v_c \text{ (equació 1)}$$

on v és el valor de cada variable per cada nivell d'infestació i v_c es el valor de la variable v en el quadrat sense invasió (quadrat C).

Durant el període de cultiu es va seguir l'emergència de les llavors sembrades d'*A. githago* i de *V. hispanica*. Al final de l'experiment es va avaluar la supervivència i la reproducció dels individus trasplantats. A més, la biomassa aèria de cada individu trasplantat es va recollir per tal d'estimar-ne el pes sec. La germinació de les llavors d'*A. githago* i de *V. hispanica* es va analitzar a partir del nombre total de llavors germinades al llarg de l'experiment. La supervivència es va analitzar a partir del nombre total d'individus trasplantats vius al final de l'experiment i la reproducció mitjançant el número d'individus vius amb almenys una flor o fruit. El creixement es va analitzar a partir del pes sec de cada individu. Les pèrdues relatives d'aquestes variables en relació als controls es van calcular amb l'equació 1.

L'èxit de la invasió i els seus efectes sobre la producció de blat, la comunitat d'espècies arvenses i sobre les dues espècies rares es va analitzar amb models mixtes, amb la gestió (ecològica i convencional), l'espècie (*A. sterilis* i *L. rigidum*) i el nivell d'infestació d'*A. sterilis* (A1, A2 i A3) i de *L. rigidum* (L1, L2 i L3), aniuat al factor espècie, com a factors fixes i el bloc com a factor aleatori. Els quadrats sense invasió de cada camp es van comparar mitjançant models lineals, amb la gestió com a factor fix.

4.3. Resultats

4.3.1. Cobertura de la vegetació i quadres control (C)

L'establiment del blat, de les espècies invasores i la vegetació arvense resident va ser més ràpid en el camp convencional, tant en els quadrats envaïts com en els quadrats sense invasió, com reflecteix la major cobertura de la vegetació a finals d'hivern (Taula 4.1, pàg. 113). Abans de la sega, però, els valors de cobertura de la vegetació eren similars en els dos camps.

En els quadrats C, la biomassa de blat va ser superior en el camp amb gestió convencional, mentre que la riquesa d'espècies arvenses va ser més elevada en el camp amb gestió ecològica (Taula 4.1, pàg. 113). La germinació, la supervivència, la reproducció i el creixement d'*A. githago* i de *V. hispanica* van ser similars en els dos camps (Taula 4.2, pàg. 114).

4.3.2. Èxit d'invasió

La biomassa de les dues espècies invasores va ser superior al camp convencional i incrementava a l'augmentar la disponibilitat de propàguls. La biomassa relativa d'ambdues espècies al llarg del gradient d'invasió era similar al camp ecològic i al camp convencional (Figura 4.1, pàg. 114).

4.3.3. Efecte de la invasió sobre la producció i la comunitat d'espècies arvenses

La biomassa de blat era més gran en el camp convencional i disminuïa més intensament a l'augmentar la disponibilitat de propàguls en el camp amb gestió ecològica (Taula 4.3, pàg. 117; Figura 4.2a, pàg. 115). La invasió d'*A. sterilis* tenia efectes més negatius sobre la producció de blat que la invasió de *L. rigidum*. En canvi, la biomassa d'espècies arvenses seguia el patró contrari, és a dir, era més alta al camp amb gestió ecològica i disminuïa més intensament com a conseqüència de la invasió en el camp amb gestió convencional. La invasió d'*A. sterilis* també tenia efectes més negatius sobre la biomassa d'espècies arvenses que la invasió de *L. rigidum*. La riquesa d'espècies era superior al camp ecològic i la pèrdua de la riquesa a l'augmentar la intensitat de la invasió era més severa al camp convencional i sota la invasió d'*A. sterilis* (Figura 4.2b, pàg. 115). La densitat de la flora arvense seguia el mateix patró que el de la riquesa d'espècies.

4.3.4. Efectes de la invasió sobre *Agrostemma githago* i *Vaccaria hispanica*.

En relació als quadrats control, la germinació d'*A. githago* i de *V. hispanica* dels quadrats envaïts va ser superior al camp amb gestió ecològica. La identitat de l'espècie invasora (*L. rigidum* i *A. sterilis*) i l'augment del nombre de propàguls d'ambdues espècies no van afectar la germinació. La supervivència, la reproducció i el creixement d'*A. githago* i de *V. hispanica* van disminuir com a conseqüència de la invasió, però més intensament en el camp convencional (Taula 4.4, pàg. 118).

4.4. Discussió

El nivell d'infestació va ser el factor més determinant en l'èxit d'invasió, com més propàguls inicials, més invasió final (Lockwood *et al.*, 2005; Von Holle & Simberloff, 2005). Tot i així, per una determinada densitat de llavors, la biomassa d'*A. sterilis* i de *L. rigidum* era superior al camp convencional. Aquest fet es troba en relació a la major disponibilitat de nutrients del camp convencional, com a conseqüència de la major fertilització i la ràpida taxa d'alliberament de nutrients dels fertilitzants inorgànics. Malgrat tot, la invasió relativa, avaluada a partir de la biomassa de l'espècie invasora en relació a la biomassa total, no diferia entre els dos sistemes de gestió. Per tant, contràriament a les nostres hipòtesis, no vàrem trobar cap efecte del tipus de gestió en l'èxit d'invasió. Els valors més alts de riquesa i densitat d'espècies arvenses del camp ecològic no van promoure la resistència a la invasió. Aquests resultats indiquen que la vegetació arvense té un paper menys important que l'espècie dominant, el blat, i les espècies invasores en la captació dels recursos. S'ha de tenir en compte que l'abundància de la vegetació arvense és molt baixa en comparació amb la de la planta cultivada. A més, la riquesa d'espècies dels sistemes agrícoles és menor que la dels sistemes naturals.

De la mateixa manera, la disponibilitat més gran de nutrients en el camp convencional tampoc va afavorir l'augment de la invasió en relació al camp ecològic, perquè el blat competeix amb les espècies invasores pels mateixos recursos. Tot i que la disponibilitat de nutrients del camp convencional en relació a l'ecològic era més gran, aquests no només van afavorir el creixement de les espècies invasores, sinó que també van incrementar la biomassa de blat i, en conseqüència, la proporció de la biomassa de les espècies invasores en relació a la biomassa total va ser similar als dos camps. Sí

vàrem trobar, però, diferències en la capacitat d'invasió de les dues espècies invasores. L'èxit d'invasió d'*A. sterilis* (biomassa total i biomassa relativa) va ser superior a la de *L. rigidum*, perquè *A. sterilis* és una espècie més competitiva que *L. rigidum* (Pannell & Gill, 1994).

Els efectes negatius de la invasió sobre la producció de blat i la comunitat d'espècies arvenses depenen de la intensitat de la invasió, de la identitat de l'espècie invasora (els efectes són més negatius amb *A. sterilis*) i del sistema de gestió. Les diferències entre sistemes de gestió es troben en relació al tipus de fertilització. El fet que la producció de blat fos més afectada en el camp ecològic es deu a que la disponibilitat de nutrients no va ser suficient per satisfer les demandes del blat i les de les espècies invasores. L'alliberació de nutrients de la fertilització orgànica és més lenta que la dels fertilitzants sintètics. Per tant, malgrat és més constant al llarg de tot el cicle de creixement, no va ser prou elevada per minimitzar la competència de les espècies invasores amb el cultiu. Tant el blat com l'*A. sterilis* i el *L. rigidum* van créixer més ràpidament al camp amb gestió convencional, tal i com van mostrar els valor superiors de cobertura en els primers estadis de creixement. Aquestes espècies van monopolitzar ràpidament tots els recursos disponibles i van crear unes condicions de competència desfavorables per al creixement de les espècies arvenses. En el camp ecològic, aquestes condicions no van ser tant competitives perquè les espècies invasores i el blat van establir-se més lentament, deixant recursos disponibles per al desenvolupament de la vegetació arvense. Així doncs, la comunitat arvense va ser afectada més negativament per la invasió en el camp convencional, tant pel que fa referència a la seva biomassa com a la seva densitat i riquesa. El mateix patró es va observar en la persistència d'*A. githago* i *V. hispanica*, on la invasió va tenir efectes més negatius en el camp convencional.

Per tant, aquest resultat remarquen que, tal i com s'ha descrit per les espècies invasores exòtiques, les espècies nadiues també poden tenir efectes negatius sobre les comunitats arvenses. El sistema de gestió ecològic, però, no només afavoreix la seva diversitat, sinó que també pot mantenir-la quan es produeixen processos d'invasió.

DISCUSSIÓ GENERAL

En aquest apartat es fa una valoració de les diferents aproximacions experimentals emprades en l'estudi de l'efecte de la intensificació agrícola sobre la flora arvensa dels conreus cerealístics de secà i s'exposen i es discuteixen els resultats més significatius avaluats en la present Tesi doctoral.

1. Consideracions metodològiques

La intensificació agrícola de les darreres dècades s'ha produït a diferents escales espacials. A escala de paisatge, l'agregació de parcel·les i la reducció i simplificació estructural dels hàbitats associats als conreus a causa de la concentració parcel·lària ha comportat una important simplificació del paisatge agrícola. A escala local, la intensificació agrícola en els conreus herbacis s'ha posat de manifest amb el monocultiu, la llaurada intensiva, la fertilització química i l'aplicació d'herbicides.

En aquesta Tesi hem integrat aquests dos aspectes de la intensificació mitjançant diferents aproximacions, amb l'objectiu d'aprofundir en el coneixement dels seus efectes sobre la diversitat de la flora arvensa dels conreus de cereals de secà. Per tant, la selecció de l'àrea d'estudi, de les localitats i de les parcel·les a cada localitat va tenir en compte aquests dos factors.

El disseny experimental va incloure la selecció de parcel·les amb gestió ecològica i parcel·les amb gestió convencional. De manera general, es considera que la gestió ecològica dels conreus de cereals és menys intensa que la convencional, perquè es basa en el control mecànic de la vegetació arvensa i en la fertilització mitjançant la incorporació de matèria orgànica, els adobs verds i la rotació del cultiu de cereals amb el de lleguminoses. En contraposició, el control químic de la vegetació arvensa, el monocultiu de cereals i la fertilització amb adobs orgànics i inorgànics són les pràctiques agrícoles que caracteritzen la gestió convencional. La selecció de parcel·les ecològiques i convencionals a cada localitat ens va permetre disposar *a priori* d'un gradient d'intensitat de la gestió.

La intensificació agrícola a escala de paisatge ha comportat la transformació dels paisatges agrícoles, els quals han passat de ser més o menys complexos, amb una proporció elevada d'hàbitats naturals i semi-naturals, a paisatges molt simples, dominats per extenses àrees cultivades (Roschewitz *et al.*, 2005b; Tschardtke *et al.*, 2005). Així

doncs, l'avaluació de l'efecte del paisatge sobre la flora arvensa va requerir seleccionar localitats situades en paisatges amb diferent nivell de complexitat, per tal d'aconseguir que les parcel·les quedessin repartides al llarg d'un ampli gradient de complexitat del paisatge. El percentatge de cultius herbacis extensius és una de les mesures més utilitzades com a indicador de la complexitat del paisatge en els treballs realitzats al nord i al centre d'Europa (Gabriel *et al.*, 2005; Rundlöf & Smith, 2006). Tot i així, els paisatges agrícoles estudiats es caracteritzen perquè aquests cultius sovint es troben acompanyats d'altres cultius de menor importància (per exemple, ametllers, oliverars i vinyes) i d'àrees urbanes. Per tant, l'indicador de paisatge que hem utilitzat en aquesta Tesi doctoral, anomenat PIL (Percentatge de terra intensificada) té en compte tant la superfície agrícola de tots els cultius com les àrees urbanes, i és l'invers dels hàbitats naturals d'un territori.

La mida dels sectors de paisatge idònia per avaluar la complexitat del paisatge és també un tema de debat, perquè sovint depèn de les característiques biològiques del tàxon estudiat (Kruess, 2003; Thies *et al.*, 2003). Per la flora arvensa, s'ha constatat que la relació entre la diversitat d'espècies arvenses i la complexitat del paisatge pot variar en funció del diàmetre del sector que s'utilitza (Gabriel *et al.*, 2005). Per poder comparar els nostres resultats amb treballs previs hem utilitzat sectors d'1 km de radi entorn la parcel·la estudiada, perquè és una de les mesures més utilitzades (Roschewitz *et al.*, 2005b; Gabriel *et al.*, 2006) i s'ha descrit com una escala apropiada per estudiar les relacions entre el paisatge i la flora arvensa (Gabriel *et al.*, 2005).

La intensitat de les pràctiques agrícoles i la complexitat del paisatge són dos aspectes de la intensificació agrícola molt relacionats a la regió mediterrània estudiada i, per tant, algunes pràctiques agrícoles no poden ser considerades de manera independent del context paisatgístic. A la nostra àrea d'estudi, la relació entre la complexitat del paisatge i el tipus de gestió es fa més palesa a les finques ecològiques. Les finques ecològiques amb una gestió menys intensa, bàsicament les que realitzen rotacions amb cereals, lleguminoses, adobs verds i farratges, es localitzen a les zones agrícoles amb paisatges complexos. En aquestes àrees són freqüents les finques mixtes, mentre que a les zones agrícoles de paisatge més simple predominen les finques sense bestiar. La demanda de farratges i altres cultius per satisfer les necessitats nutricionals del bestiar és més gran, per tant, a les àrees agrícoles de paisatges complexos i, en conseqüència, els agricultors poden incorporar aquests conreus a les rotacions de les seves finques perquè

n' existeix una demanda. Per contra, la comercialització d'aquestes collites és més difícil a les àrees agrícoles de paisatge simple, degut a l'absència de mercat. En conseqüència, els agricultors simplifiquen les seves rotacions. A les finques convencionals, la rotació dels cereals amb altres cultius no és gaire estesa, perquè els beneficis que aporten les rotacions, com el control de la flora arvensa i la recuperació dels nutrients del sòl, s'aconsegueixen amb l'aplicació d'herbicides i fertilitzants de síntesi química. Per tant, aquesta relació entre el paisatge i les rotacions no és tan evident a les finques convencionals, perquè la majoria de camps estudiats són sempre sembrats amb monocultiu de cereals.

L'anàlisi de la importància relativa de la gestió agrícola i del paisatge sobre la diversitat de la flora arvensa requereix l'ús de variables de gestió i de paisatge independents (no correlacionades) per evitar interpretacions errònies. Aquest fet ha comportat que als treballs on s'analitzen aquests dos aspectes de la intensificació (*Capítols 2 i 3*), s'hagin analitzat de manera detallada les correlacions entre les diferents variables de gestió agrícola i l'indicador de la complexitat del paisatge, per tal de seleccionar variables no correlacionades que permetessin avaluar l'efecte de la intensificació de la gestió i del paisatge de manera independent.

L'impacte de les espècies arvenses invasores nadiues sobre la flora arvensa resident s'avalua al *Capítol 4*. El terme invasor sovint s'utilitza exclusivament per les espècies exòtiques (Richardson *et al.*, 2000; Mashhadi & Radosevich, 2004). Tot i així, molts autors utilitzen el terme invasor en un sentit ampli, en el qual inclouen les espècies invasores nadiues i les exòtiques (Alpert *et al.*, 2000). En general, els processos bàsics que expliquen l'establiment i l'expansió de les poblacions de les espècies exòtiques en un lloc determinat, són els mateixos que faciliten la colonització de les espècies nadiues i l'augment de les seves poblacions a l'àrea colonitzada (Huston, 1994; Davis *et al.*, 2000). Per tant, en aquesta Tesi doctoral utilitzem el terme invasor de manera independent al seu origen geogràfic, considerant que les espècies nadiues també poden causar processos d'invasió (Hooftman *et al.*, 2006).

2. La intensitat de les pràctiques agrícoles i la flora arvensa

Els resultats d'aquesta Tesi doctoral mostren que la intensificació de les pràctiques agrícoles, avaluada per mitjà de (i) la comparació entre parcel·les amb gestió

ecològica i convencional (*Capítols 1, 3 i 4*), (ii) diverses variables relacionades amb la gestió com ara les aportacions de nitrogen amb la fertilització (*Capítols 2 i 3*) i (iii) la seva integració en un índex d'intensificació agrícola (*Capítol 2*), afecta negativament la riquesa de la flora arvense (*Capítols 1, 2, 3 i 4*). A més, la intensificació agrícola comporta la reducció de la riquesa de grups funcionals com les lleguminoses i la pèrdua d'espècies segetals poc freqüents i abundants (*Capítol 1*). Un patró semblant ha estat constatat per nombrosos estudis al nord i al centre d'Europa (van Elsen, 2000; Gabriel *et al.*, 2006) i, més recentment, a la regió mediterrània (Romero *et al.*, 2008a) comparant parcel·les amb gestió convencional i ecològica. El nostre estudi, però, aprofundeix en la importància de les pràctiques agrícoles sobre la riquesa de la flora arvense al centre dels conreus.

La caracterització de les pràctiques agrícoles de cada una de les parcel·les estudiades ha permès constatar que la gestió ecològica és, en general, menys intensa que la gestió convencional (*Capítol 2*), premissa que és assumida en la majoria d'estudis que comparen els dos sistemes. Però el fet més important és que aquesta anàlisi i el desenvolupament d'un índex d'intensificació, a partir de les diverses pràctiques agrícoles, ha permès conèixer la heterogeneïtat en la intensitat de la gestió en cada sistema, la qual sovint no es té en compte. Això indica que no es pot associar sempre la gestió ecològica amb pràctiques agrícoles poc intenses, i la gestió convencional amb pràctiques agrícoles molt intenses.

L'ús d'índexs desenvolupats a partir de la informació de les pràctiques agrícoles és una bona eina per valorar amb més precisió el grau d'intensificació agrícola i la seva relació amb la riquesa de la flora arvense. Tot i així, els nostres resultats mostren que la intensitat de les pràctiques agrícoles i la seva relació amb la riquesa d'espècies també es poden avaluar per mitjà d'indicadors més senzills (*Capítols 2 i 3*), com les aportacions externes de nitrogen (Firbank *et al.*, 2008; Kleijn *et al.*, 2009). Aquestes variables sovint són més adequades que el sistema de gestió, perquè recullen la heterogeneïtat de la intensitat de la gestió dins de cada sistema.

Les pràctiques agrícoles no només afecten la riquesa d'espècies arvenses sinó que també determinen la composició i l'estructura morfològica i funcional de les comunitats arvenses (*Capítol 1*). La comparació de la composició florística de les comunitats arvenses de finques ecològiques i convencionals de dues àrees

bioclimàtiques diferents (Catalunya i la Baixa Saxònia), les quals presenten diferències florístiques com a conseqüència de les diferents condicions climàtiques i la distància geogràfica entre elles, ens ha mostrat que les pràctiques agrícoles també contribueixen a la seva diferenciació en la composició florística. Per exemple, als conreus de cereals de la Baixa Saxònia es van inventariar més gramínies, la majoria de les quals, però, eren espècies cultivades provinents del cultiu precedent o dels abundants cultius farratgers adjacents. Però les pràctiques agrícoles també han originat convergències en l'estructura morfològica i funcional de les comunitats arvenses en els dos països. Per exemple, hem constatat que el nombre i abundància de lleguminoses és més gran en els camps amb gestió ecològica que en els camps amb gestió convencional.

3. La complexitat del paisatge i la flora arvense

Malgrat els nostres resultats mostren que la riquesa de la flora arvense disminueix amb la intensificació de les pràctiques agrícoles, la riquesa d'espècies del centre dels camps ecològics i convencionals no varia en relació a les característiques del paisatge que les envolta (*Capítol 3*). L'efecte de la complexitat del paisatge sobre la riquesa de flora arvense és un tema de debat perquè s'han obtingut resultats contraposats. Mentre alguns autors afirmen que els paisatges més complexos (amb més percentatge d'hàbitats naturals i semi-naturals) afavoreixen la flora arvense dels camps (Gabriel *et al.* 2005; Roschewitz *et al.*, 2005b), altres autors no han trobat cap efecte (Marshall, 2009). La majoria d'estudis que constaten l'efecte positiu de la complexitat del paisatge analitzen la flora arvense dels marges dels camps o de les vores (la part externa del camp adjacent al marge) (Weibull *et al.*, 2003; Boutin *et al.*, 2008), o bé analitzen conjuntament el centre i la vora dels camps (Roschewitz *et al.*, 2005b). Recentment, però, s'ha constatat que la importància del paisatge varia segons la posició dins del camp (José-María *et al.*, 2010). L'augment de complexitat del paisatge afecta positivament la riquesa específica del marge i aquest efecte decreix progressivament cap al centre, on gairebé és inexistent. La intensitat més alta de les pràctiques agrícoles (llaurada, aplicació de fertilitzants i herbicides) al centre dels camps en comparació amb la vora i el marge (Wagner & Edwards, 2001; Romero *et al.*, 2008a) limita l'establiment de poblacions viables. Cal tenir en compte, també, que l'abast de dispersió de moltes llavors és reduït, i això podria dificultar la seva arribada al centre dels camps de conreu des dels hàbitats propers. Per tal de clarificar quin és el paper del paisatge agrícola sobre la flora arvense,

calen estudis sobre els processos de disseminació a partir dels hàbitats adjacent (marges) o propers. A més, cal analitzar la disseminació de llavors mitjançant l'activitat agrícola, per exemple, la incorporació de llavors d'espècies arvenses amb la sembradura, la maquinària agrícola (principalment recol·lectores) i l'ús de fems mal compostats, per tal de conèixer amb claredat la importància relativa d'aquests aspectes sobre la diversitat de la flora arvense.

4. Les espècies invasores nadiues (Lolium rigidum i Avena sterilis), el sistema de gestió i la flora arvense

Una de les conseqüències de la intensificació agrícola, tant a escala local com de paisatge, és l'increment de l'abundància d'algunes espècies arvenses en els conreus cerealístics. L'elevada dominància d'espècies com *L. rigidum* i *A. sterilis* fa que es puguin considerar espècies invasores d'aquests conreus. Els resultats d'aquesta Tesi doctoral (*Capítol 4*) mostren que l'augment de les poblacions d'aquestes espècies invasores nadiues afecta negativament l'abundància i la riquesa d'espècies de la comunitat arvense resident, tal i com s'ha descrit per algunes espècies exòtiques. L'efecte negatiu de la invasió es fa més palès a la parcel·la amb gestió convencional que a la parcel·la amb gestió ecològica. La major disponibilitat de nutrients del camp convencional, com a conseqüència de la major fertilització i la ràpida taxa d'alliberament de nutrients dels fertilitzants inorgànics, afavoreix l'establiment i el creixement del cultiu i de l'espècie invasora (*Capítol 4*). Així doncs, el cultiu i les espècies invasores monopolitzen ràpidament tots els recursos disponibles i creen unes condicions de competència desfavorables per al creixement de les espècies arvenses. Malgrat això, no s'han pogut observar diferències en la resistència a la invasió (avaluada a partir de la biomassa de cada espècie invasora en relació a la biomassa total) entre la parcel·la ecològica i la convencional, tot i que els dos sistemes són força diferents, principalment pel que fa a la diversitat de la comunitat arvenses (més gran en el sistema ecològic) i la quantitat de nutrients disponibles al sòl (més gran en el sistema convencional). La invasió dels dos sistemes de gestió depèn bàsicament de les característiques de les espècies invasores (és a dir, la seva capacitat competitiva) i de la quantitat de propàguls inicials.

5. La distribució espacial de la flora arvense

Per poder planificar estratègies per a la conservació de la flora arvense en els sistemes agrícoles calen estudis sobre la seva distribució en l'espai, perquè els factors que poden influenciar-la, com ara la intensificació agrícola, actuen a diferents escales. En aquesta Tesi doctoral (*Capítol 1*) hem utilitzat la partició additiva de la diversitat, perquè ens permet conèixer a quina escala cal actuar per afavorir de forma efectiva la diversitat i perquè és un dels mètodes més utilitzats, i això ens permet comparar els nostres resultats a la regió mediterrània amb els del nord i el centre d'Europa. A més, hem avaluat els components espacials de la diversitat arvense en dues regions bioclimàtiques diferents (Catalunya i la Baixa Saxònia), per tal de poder analitzar si hi ha patrons similars que permetin proposar mesures de conservació comunes al marge de les característiques particulars de cada zona.

Els resultats indiquen, tal i com hem constatat en el *Capítol 3*, que la gestió ecològica afavoreix la riquesa d'espècies en relació a la convencional, però aquest efecte positiu es fa més evident quan s'augmenta l'escala espacial. L'anàlisi de la diversitat a nivell regional reflecteix que la flora arvense de les finques amb gestió ecològica fa la contribució més important a la riquesa total d'espècies. L'heterogeneïtat ambiental i la diferent intensitat de les pràctiques agrícoles determinen la presència d'unes espècies en unes localitats i no en unes altres. Malgrat que aquesta heterogeneïtat es produeix tant a escales petites com a escales grans, els seus efectes són més importants a escales grans. Aquests resultats són comuns per les dues regions bioclimàtiques estudiades i, per tant, indiquen que els esforços per a la conservació de la diversitat de la flora arvense en els sistemes agrícoles s'haurien de centrar en promoure les pràctiques agrícoles poc intenses, com l'agricultura ecològica, i crear-ne una xarxa extensa i ben distribuïda per tot el territori.

CONCLUSIONS

1. Conclusions generals

La present Tesi doctoral estudia el patró de la diversitat de la flora arvense dels conreus de cereals de secà mediterranis a diferents escales espacials (parcel·la, finca i regió) en relació a la intensificació de les pràctiques agrícoles i del paisatge, i l'efecte de la invasió de dues espècies arvenses nadiues (*Lolium rigidum* Gaudin (margall) i *Avena sterilis* L. (cugula)) sobre la diversitat de la flora arvense resident i la persistència d'espècies segetals poc freqüents i abundants (*Agrostemma githago* L. i *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert). A continuació s'enumeren les principals conclusions obtingudes, les quals s'han fet àmpliament explícites en els apartats de discussió i conclusions dels diferents capítols en anglès, i de manera abreujada, en els resums en català.

1.- L'anàlisi de la diversitat (α , β i γ) dels conreus cerealístics ecològics i convencionals a escala de finca (dins de la finca) i de regió (entre finques) reflecteix que els components espacials de la diversitat són semblants en àrees bioclimàtiques contrastades com Catalunya i la Baixa Saxònia. A més, malgrat que els components de la diversitat prenen valors superiors a les finques amb gestió ecològica, el patró de distribució espacial a escala de finca i de regió és independent del tipus de gestió.

2.- La β -diversitat entre finques (és a dir, la heterogeneïtat en la composició florística entre finques) és el component de la diversitat que contribueix de manera més important a la diversitat total observada en una regió determinada, tant per les finques amb gestió ecològica com convencional. A més, aquest patró es repeteix a Catalunya i a la Baixa Saxònia.

La variabilitat a escala local (parcel·la, finca) de la gestió agronòmica i dels factors biòtics i abiòtics determinen l'aparició d'unes espècies en uns llocs i no d'altres. Per tant, les propostes de conservació de la flora arvense més adequades són les que promouen l'establiment d'una xarxa extensa i ben distribuïda de finques ecològiques. Aquesta proposta contrasta amb les mesures agroambientals que s'han desenvolupat fins ara, que estan centrades a petita escala, a nivell de finca o parcel·la.

3.- La intensitat de les pràctiques agrícoles i la complexitat del paisatge són dos aspectes de la intensificació agrícola que es troben molt relacionats a la regió

mediterrània estudiada. És a dir, les finques amb una gestió menys intensa es troben localitzades a les zones agrícoles amb paisatges complexos. L'anàlisi de la importància relativa de la gestió i del paisatge sobre la diversitat de la flora arvenses requereix l'ús de variables de gestió i de paisatge independents (no correlacionades) per evitar interpretacions errònies. L'anàlisi detallada de les correlacions entre les diferents variables ha permès l'elecció de variables no correlacionades que permetessin avaluar l'efecte de la intensificació de la gestió i del paisatge.

4.- L'anàlisi de les pràctiques agrícoles de les finques ecològiques i convencionals reflecteix una gran variabilitat en el grau d'intensificació de la gestió en els dos sistemes, tot i que aquesta heterogeneïtat és més gran entre les finques ecològiques. De manera general, la gestió convencional és més intensa que l'ecològica, però la variabilitat en el grau d'intensificació de cada sistema de gestió fa que no sempre es pugui associar la gestió ecològica amb pràctiques agrícoles poc intenses i la gestió convencional amb pràctiques agrícoles molt intenses.

5.- El desenvolupament d'un índex per avaluar la intensitat de la gestió agrícola i el seu efecte sobre la riquesa de la flora arvenses és una bona eina, perquè integra en una sola variable diverses pràctiques agrícoles relacionades amb la diversitat d'espècies arvenses i permet analitzar de manera conjunta parcel·les ecològiques i convencionals defugint de l'excessiva simplicitat de la clàssica dicotomia entre sistemes de gestió.

Malgrat que l'índex d'intensificació desenvolupat en aquesta Tesi explica de manera més adequada la riquesa d'espècies arvenses que el sistema de gestió, l'eficàcia de l'índex varia en funció del sistema de gestió quan s'analitzen per separat. Mentre que l'índex és la millor variable quan s'analitza la riquesa d'espècies dels camps gestionats de manera ecològica, la quantitat de fertilització nitrogenada és millor que l'índex per explicar la riquesa d'espècies dels camps gestionats de manera convencional. Això indica que les variables de gestió adequades per mesurar la intensitat de les pràctiques agrícoles i els seus efectes sobre la riquesa d'espècies varien en funció del sistema de gestió. Aquest fet s'ha de tenir en compte a l'hora de seleccionar unes variables o unes altres per al desenvolupament d'un índex, perquè la seva eficàcia dependrà de les variables seleccionades.

6.- La gestió ecològica afavoreix la riquesa d'espècies arvenses en els conreus de cereals de secà mediterranis. En els camps gestionats de manera convencional, l'aplicació d'herbicides, les altes dosis de fertilitzants nitrogenats i el predomini del monocultiu, comporten la disminució de la riquesa de la flora arvense. Les pràctiques agrícoles, a més, afecten l'estructura de les comunitats arvenses. Per exemple, la gestió ecològica, comparada amb la gestió convencional, afavoreix les espècies dicotiledònies i les lleguminoses.

7.- La complexitat del paisatge agrícola no afecta la riquesa florística de la vegetació arvense establerta ni del banc de llavors del sòl del centre dels camps de cereals de secà mediterranis. Aquests resultats reflecteixen que les mesures de conservació de la flora arvense són igualment eficaces i necessàries tant en les àrees agrícoles situades en paisatges simples com en paisatges complexos.

8.- L'efecte de la complexitat del paisatge sobre la riquesa d'espècies de la vegetació arvense establerta és el mateix quan s'avalua a parcel·les amb control de la vegetació arvense (herbicides als camps amb gestió convencional i grada de pues flexibles als camps amb gestió ecològica) que a parcel·les sense control. Aquest fet permet afirmar que el control de la vegetació arvense no oculta el possible efecte positiu de la complexitat del paisatge sobre la riquesa d'espècies i reforça l'escassa relació entre flora arvense del centre dels conreus i la complexitat del paisatge.

9.- La invasió de *Lolium rigidum* i *Avena sterilis* als conreus de cereals afecta negativament la producció de cereal i la riquesa i abundància de la flora arvense resident. Mentre que les conseqüències negatives de l'augment de les poblacions de *L. rigidum* i d'*A. sterilis* sobre la producció de cereal han estat àmpliament estudiades, aquesta Tesi doctoral posa de manifest per primera vegada, tal i com s'ha descrit per les espècies exòtiques invasores, que les espècies arvenses nadiues invasores afecten negativament la diversitat de la flora arvense. L'augment de les poblacions de *L. rigidum* i *A. sterilis* no són inusuals, a causa de les resistències als herbicides i/o de la gestió inapropiada de la vegetació arvense. Per tant, l'estudi posa de manifest que aquests processos han de ser estudiats i valorats per tal d'incorporar-los a la presa de decisions encaminades a harmonitzar la producció amb la conservació de la flora arvense.

10.- La invasió dels conreus de cereals de secà mediterranis depèn més de la quantitat de propàguls i de les característiques de l'espècie invasora que del sistema de gestió. Malgrat la major disponibilitat de nutrients i la menor diversitat de la flora arvense resident dels conreus convencionals, els nostres resultats reflecteixen que la resistència a la invasió és semblant a les parcel·les amb gestió convencional i ecològica.

11.- Les conseqüències de la invasió de *Lolium rigidum* i d'*Avena sterilis* sobre la riquesa i abundància de la flora arvense resident són menys negatives en els sistemes amb gestió ecològica. L'establiment i el creixement més ràpid tant del cultiu com de les espècies invasores en els sistemes convencionals en comparació amb els ecològics, principalment com a conseqüència de l'abundant fertilització inorgànica, comporta la ràpida adquisició dels recursos (aigua, nutrients, llum i espai), la qual afecta negativament l'establiment de les espècies arvenses. Per tant, la gestió ecològica dels conreus de cereals no només és important perquè afavoreix la diversitat de la flora arvense (vegeu la conclusió 6) sinó també perquè esmorteix la disminució de l'abundància i la riquesa d'espècies arvenses quan es produeix un procés d'invasió de *L. rigidum* i d'*A. sterilis*.

12.- La capacitat d'invasió d'*Avena sterilis* i els seus efectes negatius sobre la producció de cereal i la diversitat i abundància d'espècies arvenses són més intensos que els de *Lolium rigidum*, perquè la capacitat competitiva d'*A. sterilis* és més gran que la de *L. rigidum*.

13.- Aquesta Tesi doctoral ha avaluat l'efecte de la intensificació agrícola a escala local (pràctiques agrícoles) i a escala de paisatge sobre la diversitat de la flora arvense mitjançant la comparació de parcel·les (finques) amb gestió ecològica i convencional distribuïdes al llarg d'un gradient de complexitat del paisatge. Per tal d'aprofundir en el coneixement de l'efecte de la intensificació sobre la dinàmica de les poblacions arvenses calen estudis experimentals on s'avaluï amb detall l'efecte de les diverses pràctiques agrícoles i de l'estructura del paisatge, per tal de poder establir relacions de causa-efecte.

2. General conclusions

This thesis evaluates weed diversity in organic and conventional dryland cereal crops at different spatial scales (field, farm and region) in relation to land-use intensity and landscape complexity. The effect of two native invader weeds (*Lolium rigidum* Gaudin and *Avena sterilis* L.) on resident weed diversity and the success of two rare and threatened weeds (*Agrostemma githago* L. and *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert) is also analysed. The main conclusions emerging from this set of studies are set out below.

1.- The analysis of weed diversity in organic and conventional dryland cereal fields at the farm level (within a farm) and the regional level (between farms) shows that the spatial components of diversity are similar in contrasting bioclimatic areas (biomes) such as Catalonia (north-eastern Spain) and Lower Saxony (northern Germany). In addition, although diversity components are higher in organic farms, the spatial distribution pattern at the farm and the regional level is also similar regardless of the farming system.

2.- β -diversity between farms (i.e. the heterogeneity in weed species composition between farms) is the component that makes the greatest contribution to total observed species richness compared to the other components; this was found to be consistent for Catalonia and Lower Saxony. The local heterogeneity (field, farm) of farming practices and of both biotic and abiotic factors are determinants of the high variability in local occurrence of weed species. Accordingly, conservation efforts should focus on increasing the total area under organic farming, creating an extensive and well-distributed matrix of organic farms. This is in contrast with most of the current measures launched in Europe, which are carried out on a small scale, at a field or farm level.

3.- Land-use intensity and landscape complexity are two aspects of agricultural intensification that are commonly related in the studied area, i.e. farms with low land-use intensity are located in complex landscapes. For the analysis of the relative importance of land-use intensity and landscape complexity on weed diversity, non-correlated variables as surrogates of land-use intensity and landscape complexity are needed to avoid misinterpretation of the results. Therefore, in this study, correlation analyses of different variables have been performed in order to select independent ones.

4.- There is a gradient of land-use intensity within and between farming systems. The evaluation of agricultural practices in organic and conventional farms shows high variability in land-use intensity levels in both conventional and organic farms, though much higher in the latter. Overall, land-use intensity in conventional farms is higher than in organic farms, but the variability in land-use intensity between and within farming systems prevents us from always associating organic farms with low-intensity practices and vice-versa.

5.- An index to evaluating land-use intensity and its effect on weed species richness is a good tool because a single variable summarises the information of many variables related to weed species richness and allows us to analyse organic and conventional fields as a whole, thus avoiding the simplicity of the classical dichotomy between organic and conventional farming systems.

However, although the land-use intensity index developed in this thesis is a more effective tool than farming system to explain weed species richness, its suitability depends on the farming system when they are separately analysed. While the index is the best variable in relation to its constituent variables to analyse weed species richness in organic fields, the total amount of nitrogen input is better than the index for the same analysis in conventional fields. This fact shows that the suitability of each variable to evaluate the land-use intensity of farming practices and their effects on weed species richness depends on the farming system, and therefore the variables selected should be in accordance with the aim of the study.

6.- Organic farming benefits weed species richness in Mediterranean cereal fields. In conventional fields, herbicide application, high levels of fertilisation and the predominance of cereal monoculture has led to lower species richness. Moreover, agricultural practices affect weed community structure or composition, as organic farming benefits forbs and legumes in relation to conventionally managed fields.

7.- Landscape complexity does not influence aboveground and seedbank weed species richness in the centre of dryland cereal fields. This result implies that conservation policies are similarly beneficial in simple and complex landscapes.

8.- The effect of landscape complexity on weed species richness does not change after applying weed control practices (by means of herbicides in conventional fields and

weed harrowing in organic fields) or without them. Accordingly, this result shows that weed control practices do not hide any effect of the landscape complexity on weed species richness.

9.- Invasion by *L. rigidum* and *A. sterilis*, two native invader weeds, in cereal fields negatively affects crop yield and weed species richness and abundance of resident arable weeds. While the impacts of the increase in *L. rigidum* and *A. sterilis* populations on crop yields have been widely regarded, this thesis shows that, as it has been previously reported for exotic invader species, native invaders also have negative effects on weed diversity. Invasive processes in cereal fields by species like *A. sterilis* and *L. rigidum* are not unusual due to herbicide resistance and/or inappropriate weed management. Consequently, this study highlights that invasion processes by native weeds should be evaluated before implementing conservation policies.

10.- Invasibility of Mediterranean cereal fields depends on propagule supply and on the identity of the invader, but not on farming system. Despite the greater nutrient availability and the lower weed diversity of conventional fields, these results show that invasion resistance is similar in organic and conventional cereal fields.

11.- *A. sterilis* and *L. rigidum* invasion has a more negative effect on weed abundance and species richness in conventionally managed fields. The faster establishment and growth of the crop and invader species in conventional fields, compared to organic fields, mainly related to more intensive inorganic fertilisation, preempt environmental resources (nutrients, light, water and space), thereby creating highly competitive conditions under which resident weeds are efficiently out-competed. Accordingly, from a biodiversity conservation point of view, organic farming not only enhances weed diversity (see conclusion 6), but it is also important in its maintenance when an invasion processes occurs.

12.- The invasion success of *A. sterilis* and its negative effects on cereal yield and resident weeds are higher than those of *L. rigidum*, as *A. sterilis* is a stronger competitor than *L. rigidum*.

13.- The present thesis has evaluated the effects of agricultural intensification, at the local scale (farming practices) and at the landscape scale (landscape complexity), on weed diversity by comparing organic and conventional fields along a gradient of

General conclusions

landscape complexity. In order to carry out an in-depth analysis of the effects of agricultural intensification on weed population dynamics, experimental studies are required to evaluate the effect of specific agricultural practices and landscape structure, as well as to establish cause-effect relationships.

REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- Adamczewski, K., Matysiak, K. & Kierzek, R. (2007) Resistance of *Apera spica-venti* biotypes to sulfonylurea herbicides and distribution in Poland. *European Weed Research Society*, pp. 145. Hamar, Norway.
- Albrecht, H. (1995) Changes in the arable weed flora of Germany during the last five decades. *Proceedings of the 9th EWRS* (European Weed Research Society) Symposium, pp. 41–48. Budapest, Hungary.
- Albrecht, H. (2003) Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **98**, 201-211.
- Albrecht, H. (2005) Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research*, **45**, 339-350.
- Alpert, P., Bone, E. & Holzapfel, C. (2000) Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology Evolution & Systematics*, **3**, 52-66.
- Allan, J.D. (1975) Components of diversity. *Oecologia*, **18**, 359-367.
- Andersson, T.N. & Milberg, P. (1998) Weed flora and the relative importance of site, crop, crop rotation, and nitrogen. *Weed Science*, **46**, 30-38.
- Andow, D. (1983) The extent of monoculture and its effects on insect pest populations with particular reference to wheat and cotton. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **9**, 25-35.
- Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J.C. (1996) Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 619-626.
- Andreasen, C., Streibig, J.C. & Haas, H. (1991) Soil properties affecting the distribution of 37 weed species in Danish fields. *Weed Research*, **31**, 181-187.
- Baayen, R.H. (2008) languageR: Data sets and functions with "Analyzing Linguistic Data: A practical introduction to statistics" Version 0.953.
- Baessler, C. & Klotz, S. (2006) Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **115**, 43-50.
- Bates, D., Maechler, M. & Dai, B. (2008) lme4: Linear mixed-effect models using S4 classes. Version 0.999375-27.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.C. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 261-269.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 182-188.

Billetter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukáček, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M. & Edwards, P.J. (2008) Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 141-150.

Bischoff, A. & Mahn, E.G. (2000) The effects of nitrogen and diaspore availability on the regeneration of weed communities following extensification. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **77**, 237-246.

de Bolòs, O., Vigo, J., Masalles, R. M., Ninot, J. M. (2005) *Flora Manual dels Països Catalans*. 3rd Ed. Pòrtic, Barcelona.

Booth, B.D., Murphy, S.D. & Swanton, C.J. (2004) Invasive ecology of weeds in agricultural systems. *Weed Biology and Management* (ed Inderjit), pp. 29-45. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.

Boström, U., Milberg, P. & Fogelfors, H. (2003) Yield loss in spring-sown cereals related to the weed flora in the spring. *Weed Science*, **51**, 418-424.

Boutin, C., Baril, A. & Martin, P.A. (2008) Plant diversity in crop fields and woody hedgerows of organic and conventional farms in contrasting landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **123**, 185-193.

Burnham K.P. & Anderson D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd Edn. Springer-Verlag, New York, USA.

Catford, J.A., Jansson, R. & Nilsson, C. (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity & Distributions*, **15**, 22-40.

CCPAE (2008) Consell català de la producció agrària ecològica. <http://www.ccpae.org/>

CBD (1992) Convention on Biological Diversity. <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp>

Chamorro, L., Romero, A., Masalles, R.M. & Sans, F.X. (2007) Cambios en la diversidad de las comunidades arvenses en los cereales de secano en Cataluña. *XI Congreso SEMh*, pp. 51-55. Albacete, Spain.

Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C. & Vilà, M. (2009) European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity & Distributions*, **15**, 98-107.

Cirujeda, A. & Taberner, A. (2009) Cultural control of herbicide-resistant *Lolium rigidum* Gaudin populations in winter cereal in north-eastern Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research*, **7**, 146-154.

Clements, D.R., Weise, S.F. & Swanton, C.J. (1994). Integrated weed management and weed species-diversity. *Phytoprotection*, **75**, 1-18.

Clergue, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F. & Plantureux, S. (2005) Biodiversity: Function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **25**, 1-15.

Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2007) Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 804-812.

Collins, S.L., Glenn, S.M. & Briggs, J.M. (2002) Effect of local and regional processes on plant species richness in tallgrass prairie. *Oikos*, **99**, 571-579.

Cooch E. & White, G. (2001) Program MARK: Analysis of Data from Marked Individuals, "A Gentle Introduction".
<http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.html>

Coulson, S.J., Bullock, J.M., Stevenson, M.J. & Pywell, R.F. (2001) Colonization of grassland by sown species: Dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 204-216.

Daehler, C.C. (1998) The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: Ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation*, **84**, 167-180.

Dale, M.R.T., Thomas, A.G. & John, E.A. (1992) Environmental factors including management practices as correlates of weed community composition in spring seeded crops. *Canadian Journal of Botany-Revue*, **70**, 1931-1939.

DAR, Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural (2009) *Dades bàsiques de l'agroalimentació a Catalunya 2009*. Generalitat de Catalunya.

Davidar, P., Rajagopal, B., Mohandass, D., Puyravaud, J.P., Condit, R., Wright, S.J. & Leigh, E.G. (2007) The effect of climatic gradients, topographic variation and species traits on the beta diversity of rain forest trees. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 510-518.

Davies, D.H.K., Christal, A., Talbot, M., Lawson, H.M. & Wright, G.M. (1997) Changes in weed populations in the conversion of two arable farms to organic farming. *Brighton Crop Protection Conference*, pp. 973-978, UK.

Davis, A.S., Renner, K.A. & Gross, K.L. (2005) Weed seedbank and community shifts in a long-term cropping systems experiment. *Weed Science*, **53**, 296-306.

Referències bibliogràfiques

Davis, M.A., Grime, J.P. & Thompson, K. (2000) Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, **88**, 528-534.

Davis, M.A. & Pelsor, M. (2001) Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility. *Ecology Letters*, **4**, 421-428.

Decaëns, T. & Jiménez, J.J. (2002) Earthworm communities under an agricultural intensification gradient in Colombia. *Plant & Soil*, **240**, 133-143.

Departament de Medi Ambient (2004), Cartografia dels hàbitats a Catalunya 1:50.000. Generalitat de Catalunya. <http://mediambient.gencat.cat/cat/inici.jsp>

Descombes, C., Madaula, F., Martínez, I., Maynou, M., Pérez, X. & Pujol, M. (2006) Llibre blanc de la producció agroalimentària ecològica a Catalunya. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya.

Devlaeminck, R., Bossuyt, B. & Hermy, M. (2005) Seed dispersal from a forest into adjacent cropland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **107**, 57-64.

Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **268**, 25-29.

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **116**, 189-196.

Doucet, C., Weaver, S.E., Hamill, A.S. & Zhang J. (1999) Separating the effects of crop rotation from weed management on weed density and diversity. *Weed Science*, **47**, 729-735.

van Elsen, T. (2000) Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **77**, 101-109.

Elton, C. (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. T. Methuen & Co., London.

Emery, S.M. (2007) Limiting similarity between invaders and dominant species in herbaceous plant communities? *Journal of Ecology*, **95**, 1027-1035.

European Communities (2009) Eurostat. <http://ec.europa.eu/eurostat>

European Environmental Agency (2009) <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/total-land-cover-2000>

European Commission (2000) Indicators for the Integration of Environmental Concerns into the Common Agricultural Policy. Communication to the Council, the European Parliament, COM 2000 (0020) Final. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/com/2000/com2000_0020en01.pdf.

Erviö, R., Hyvärinen, S., Erviö, L.R. & Salonen, J (1994) Soil properties affecting weed distribution in spring cereal and vegetable fields. *Agricultural Science in Finland*, **3**, 497-504.

Erviö, L.R., Salonen, J. (1987) Changes in the weed population of spring cereals in Finland. *Annales Agriculturae Fenniae*, **26**, 210-226.

FAO (2002) World Agriculture: Towards 2015/2030. Food and Agriculture Organization. Rome. <http://www.fao.org>.

Fenner, M. & Thompson, K. (2005) *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, United Kingdom.

Fernández-Quintanilla, C., Navarrete, L., Torner, C. & Andújar, J.L. (1987) Influence of herbicide treatments on the population-dynamics of *Avena sterilis* ssp. *ludoviciana* in winter-wheat crops. *Weed Research*, **27**, 375-383.

Fernández-Quintanilla, C., Leguizamón, E.S., Navarrete, L., del Arco, M.J.S., Torner, C. & de Lucas, C. (2006) Integrating herbicide rate, barley variety and seeding rate for the control of sterile oat (*Avena sterilis* ssp. *ludoviciana*) in central Spain. *European Journal of Agronomy*, **25**, 223-233.

Firbank, L.G. (1988) *Agrostemma githago* L. (*Lychnis githago* (L.) Scop.). *Journal of Ecology*, **76**, 1232-1246.

Firbank, L.G., Petit, S., Smart, S., Blain, A. & Fuller, R.J. (2008) Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: A British perspective. *Royal Society Philosophical Transactions Biological Sciences*, **363**, 777-787.

Franke, A.C., Lotz, L.A.P., van der Burg, W.J. & van Overbeek, L. (2009) The role of arable weed seeds for agroecosystem functioning. *Weed Research*, **49**, 131-141.

Frederiksen, P. & Langer, V. (2004) Localisation and concentration of organic farming in the 1990s - the Danish case. *Tijdschrift Voor Economische En Sociale Geografie*, **95**, 539-549.

Fried, G., Norton, L.R. & Reboud, X. (2008) Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **128**, 68-76.

Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W. & Firbank, L.G. (2005) Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters*, **1**, 431-434.

Gabriel, D., Thies, C. & Tschardtke, T. (2005) Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution & Systematics*, **7**, 85-93.

Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke, T. & Thies, C. (2006) Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications*, **16**, 2011-2021.

Gabriel, D., Carver, S.J., Durham, H., Kunin, W.E., Palmer, R.C., Sait, S.M., Stagl, S. & Benton, T.G. (2009) The spatial aggregation of organic farming in England and its underlying environmental correlates. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 323-333.

Geertsema, W. (2005) Spatial dynamics of plant species in an agricultural landscape in the netherlands. *Plant Ecology*, **178**, 237-247.

Geertsema, W. & Sprangers, J.T.C.M. (2002) Plant distribution patterns related to species characteristics and spatial and temporal habitat heterogeneity in a network of ditch banks. *Plant Ecology*, **162**, 91-108.

Gering, J.C., Crist, T.O. & Veech, J.A. (2003) Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, **17**, 488-499.

Gibson D.J. (2002) *Methods in comparative plant population ecology*. Oxford University Press, New York.

Gibson, R.H., Pearce, S., Morris, R.J., Symondson, W.O.C. & Memmott, J. (2007) Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: A whole-farm approach. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 792-803.

Giller, K.E., Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A.M.N. & Swift, M.J. (1997) Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology*, **6**, 3-16.

González-Ponce, R. (1998) Competition between barley and *Lolium rigidum* for nitrate. *Weed Research*, **38**, 453-460.

González-Ponce, R. (1987) Competition for N and P between wheat and wild oats (*Avena sterilis* L.) according to the proximity of their time of emergence. *Plant & Soil*, **102**, 133-136.

González-Ponce, R. & Santin, I. (2001) Competitive ability of wheat cultivars with wild oats depending on nitrogen fertilization. *Agronomie*, **21**, 119-125.

González-Ponce, R., Lacasta, C. & García, L. (2003) Respuesta del trigo infestado por vallico a las dosis de fertilización nitrogenada. *IX Congreso SEMh*, pp. 167-170. Barcelona, Spain.

Guijt, W.J. (1996) Policies that work for sustainable agriculture and regenerating rural economies: some methodological considerations. Sustainable agriculture programme, IIED internal publication.

Guillerm, J.L. & Maillet, J. (1982) Western Mediterranean countries. *Biology and Ecology of Weeds* (eds. W. Holzner & N. Numata), pp. 227-243. Junk, The Hague.

Hallgren, E., Palmer, M.W. & Milberg, P. (1999) Data diving with cross-validation: An investigation of broad-scale gradients in Swedish weed communities. *Journal of Ecology*, **87**, 1037-1051.

Harper, J.L. & Ogden, J. (1970) Reproductive strategy of higher plants. 1. The concept of strategy with special reference to *Senecio vulgaris* L. *Journal of Ecology*, **58**, 681-698.

Heap, I.M. (1997) The occurrence of herbicide-resistant weeds worldwide. *Pesticide Science*, **51**, 235-243.

Hendrickx, F., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukáček, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. & Bugter, R. (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 340-351.

Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, R., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Dormann, C.F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stöckli, R., Thenail, C., van Wingerden, W. & Bugter, R. (2006) Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy*, **24**, 165-181.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, **122**, 113-130.

Holland, J.M., Winder, L., Woolley, C., Alexander, C.J. & Perry, J.N. (2004) The spatial dynamics of crops and ground active predatory arthropods and their aphid prey in winter wheat. *Bulletin of Entomological Research*, **94**, 419-431.

Holmes, P.M. & Cowling, R.M. (1997) Diversity, composition and guild structure relationships between soil-stored seed banks and mature vegetation in alien plant-invaded South African fynbos shrublands. *Plant Ecology*, **133**, 107-122.

Holzner, W. (1982) Concepts, categories and characteristics of weeds. *Biology and Ecology of Weeds* (eds W. Holzer & M. Numata), pp. 3-20. Junk, The Hague.

Hooftman, D.A.P., Oostermeijer, J.G.B. & den Nijs, J.C.M. (2006) Invasive behaviour of *Lactuca serriola* (Asteraceae) in the Netherlands: Spatial distribution and ecological amplitude. *Basic & Applied Ecology*, **7**, 507-519.

Huston, M.A. (1999) Local processes and regional patterns: Appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*, **86**, 393-401.

Huston, M.A. (1994) *Biological diversity: The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, UK.

Hyvönen, T., (2007) Can conversion to organic farming restore the species composition of arable weed communities? *Biological Conservation*, **137**, 382-390.

Hyvönen, T., Holopainen, J. & Tiainen, J. (2005) Detecting the spatial component of variation in the weed community at the farm scale with variation partitioning by canonical correspondence analysis. *Weed Research*, **45**, 48-56.

Hyvönen, T. & Salonen, J. (2002) Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels - a six-year experiment. *Plant Ecology*, **159**, 73-81.

Idescat, 2009. Institut d'estadística de Catalunya. <http://www.idescat.cat/>

Ilbery, B., Holloway, L. & Arber, R. (1999) The geography of organic farming in England and Wales in the 1990s. *Tijdschrift Voor Economische En Sociale Geografie*, **90**, 285-295.

INE, 2009. Instituto Nacional de Estadística. <http://www.ine.es/>

Izquierdo, J., Recasens, J. & Fernández-Quintanilla, C. (1997) Competencia entre *Lolium rigidum* y cebada en una área de clima mediterráneo. VII Congreso SEMh, pp. 145-149. Valencia, Spain.

Izquierdo, J., Recasens, J., Fernández-Quintanilla, C. & Gill, G. (2003) Effects of crop and weed densities on the interactions between barley and *Lolium rigidum* in several Mediterranean locations. *Agronomie*, **23**, 529-536.

José-María, L., Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bassa, M. & Sans, F.X. (2010) Effects of agricultural intensification on plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields. *Journal of Applied Ecology* (in press).

Karar, R.O. (2002) *Studies of the weed ecology of the Gezira scheme. Sudan: an ecological and socio-economic perspective*. PhD Thesis, University of Liverpool, UK.

Karlen, D.L., Varvel, G.E., Bullock, D.G. & Cruse, R.M. (1994) Crop rotations for the 21st-century. *Advances in Agronomy, Vol 53*, **53**, 1-45.

Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilman, D. & Reich, P. (2002) Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, **417**, 636-638.

Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001) Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, **413**, 723-725.

Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Bártay, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T. & Verhulst, J. (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **276**, 903-909.

Klimek, S., Marini, L., Hofmann, M. & Isselstein, J. (2008) Additive partitioning of plant diversity with respect to grassland management regime, fertilisation and abiotic factors. *Basic & Applied Ecology*, **9**, 626-634.

Kohler, F., Verhulst, J., van Klink, R., Kleijn, D. (2008) At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *Journal of Applied Ecology*, **45**, 753-762.

Kremen, C., Williams, N.M. & Thorp, R.W. (2002) Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**, 16812-16816.

Kremen, C., Williams, N.M., Bugg, R.L., Fay, J.P. & Thorp, R.W. (2004) The area requirements of an ecosystem service: Crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, **7**, 1109-1119.

Kruess, A. (2003). Effects of landscape structure and habitat type on a plant-herbivore-parasitoid community. *Ecography* **26**, 283-290.

Krzakowa, M. & Adamczewski, K. (2007) Genetic variability of selected *Apera spica-venti* biotypes resistant and sensitive to sulfonylurea herbicides. *Progress in Plant Protection*, **47**, 358-364.

Kuc, A., Conesa, J.A. & Recasens, J. (2003) Identificación de semillas de malas hierbas en granos de trigo tras la cosecha. *Congreso SEMh*, 123-127. Barcelona.

Lande, R. (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, **76**, 5-13.

LeJeune, K.D., Suding, K.N. & Seastedt, T.R. (2006) Nutrient availability does not explain invasion and dominance of a mixed grass prairie by the exotic forb *Centaurea diffusa* Lam. *Applied Soil Ecology*, **32**, 98-110.

Lemerle, D., Verbeek, B. & Coombes, N. (1995) Losses in grain yield of winter crops from *Lolium rigidum* competition depend on crop species, cultivar and season. *Weed Research*, **35**, 503-509.

Levine, J.M. & D'Antonio, C.M. (1999) Elton revisited: A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, **87**, 15-26.

Levine, J.M. (2000) Species diversity and biological invasions: Relating local process to community pattern. *Science*, **288**, 852-854.

Liancourt, P., Callaway, R.M. & Michalet, R. (2005) Stress tolerance and competitive-response ability determine the outcome of biotic interactions. *Ecology*, **86**, 1611-1618.

Liebman, M. & Davis, A.S. (2000) Integration of soil, crop and weed management in low-external-input farming systems. *Weed Research*, **40**, 27-47.

Liebman M. & Staver P.C. (2001) Crop diversification for weed management. *Ecological Management of Agricultural Weeds* (eds. M. Liebman, C.L. Mohler & C.P. Staver), pp. 322-374. Cambridge University Press, UK.

Lockwood, J.L., Cassey, P. & Blackburn, T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **20**, 223-228.

Loreau, M. (2000) Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecology Letters*, **3**, 73-76.

Lososová, Z. & Cimalová, S. (2009) Effects of different cultivation types on native and alien weed species richness and diversity in Moravia (Czech Republic). *Basic and Applied Ecology*, **10**, 456-465.

Lososová, Z., Chytrý, M., Cimalová, S., Kropáč, Z., Otýpková, Z., Pyšek, P. & Tichý, L. (2004) Weed vegetation of arable land in central Europe: Gradients of diversity and species composition. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 415-422.

Lundkvist A. (2009). Effects of pre- and post-emergence weed harrowing on annual weeds in peas and spring cereals. *Weed Research*, **49**, 409-416.

Marshall, E.J.P. (2009) The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. *Weed Research*, **49**, 107-115.

Marshall, E.J.P. (1989) Distribution patterns of plants associated with arable field edges. *Journal of Applied Ecology*, **26**, 247-257.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R. & Ward, L.K. (2003) The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research*, **43**, 77-89.

Mas, A.H. & Dietsch, T.V. (2003) An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. *Ecological Applications*, **13**, 1491-1501.

Mas, M.T. & Verdú, A.M.C. (2003) Tillage system effects on weed communities in a 4-year crop rotation under Mediterranean dryland conditions. *Soil & Tillage Research*, **74**, 15-24.

Masalles, R.M. (2008) La flora i la vegetació de Catalunya al llarg del segle XX. *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*. Tercera época 1.019, **LXIV**, 2.

Mashhadi, H.R. & Radosevich, S.R. (2004) Invasive plants. *Weed Biology and Management*, (ed Inderjit), pp. 1-28. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. & Swift, M.J. (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, **277**, 504-509.

McCloskey, M., Firbank, L.G., Watkinson, A.R. & Webb, D.J. (1996) The dynamics of experimental arable weed communities under different management practices. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 799-808.

McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, **14**, 450-453.

Medd, R.W. (1996) Wild oats-what is the problem? *Plant Protection Quarterly*, **11**, 183-184.

Melander, B., Holst, N., Jensen, P.K., Hansen, E.M. & Olesen, J.E. (2008) *Apera spica-venti* population dynamics and impact on crop yield as affected by tillage, crop rotation, location and herbicide programmes. *Weed Research*, **48**, 48-57.

Menalled, F.D., Gross, K.L. & Hammond, M. (2001) Weed aboveground and seedbank community responses to agricultural management systems. *Ecological Applications*, **11**, 1586-1601.

Milberg, P. & Hallgren, E. (2004) Yield loss due to weeds in cereals and its large-scale variability in Sweden. *Field Crops Research*, **86**, 199-209.

Moreby, S.J., Aebischer, N.J., Southway, S.E. & Sotherton, N.W. (1994) A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology*, **125**, 13-27.

Naeem, S., Knops, J.M.H., Tilman, D., Howe, K.M., Kennedy, T. & Gale, S. (2000) Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos*, **91**, 97-108.

Nekola, J.C. & White, P.S. (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, **26**, 867-878.

Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J. (2005) Atles climàtic digital de la península Ibèrica. Metodologia i aplicacions en bioclimatologia i geobotànica, Bellaterra (Barcelona), Universitat Autònoma de Barcelona. <http://www.opengis.uab.es/WMS/iberia/index.htm>

Östman, O., Ekbom, B. & Bengtsson, J. (2001) Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. *Basic and Applied Ecology*, **2**, 365-371.

Pal, R. (2004) Invasive plants threaten segetal weed vegetation of south Hungary. *Weed Technology*, **18**, 1314-1318.

Pannell, D.J. & Gill, G.S. (1994) Mixtures of wild oats (*Avena fatua*) and ryegrass (*Lolium rigidum*) in wheat: Competition and optimal economic control. *Crop Protection*, **13**, 371-375.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, **50**, 53-65.

Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D.A., Brubaker, H.W., Dumas, A.R., Meaney, J.J., O'Neil, J.A.S., Onsi, D.E. & Corzilius, D.B. (1992) Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience*, **42**, 254-362.

Pinheiro, J.C. & Bates, D.M. (2000) *Mixed-effects models in S and S-Plus*. Springer-Verlag, New York, USA.

Potts, G. R. (1997) Cereal farming, pesticides and grey partridges. *Farming and Birds in Europe* (eds D. J. Pain & M. W. Pienkowski), pp. 150–177. London, Ademic Press.

Poutala, R.T., Kuoppamäki, O., Korva, J. & Varis, E. (1994) The performance of ecological, integrated and conventional nutrient management-systems in cereal cropping in Finland. *Field Crops Research*, **37**, 3-10.

Preston, C., Wakelin, A.M., Dolman, F.C., Bostamam, Y. & Boutsalis, P. (2009) A decade of glyphosate-resistant *Lolium* around the world: Mechanisms, genes, fitness, and agronomic management. *Weed Science*, **57**, 435-441.

Preston C.D., Telfer, M.G., Arnold, H.R., Carey, P.D., Cooper, J.M., Dines, T.D., Hill, M.O., Pearman, D.A., Roy, D.B & Smart, S.M. (2002) *The Changing Flora of the UK*. London, DEFRA.

Pyšek, P., Jarošík, V., Kropáč, Z., Chytrý, M., Wild, J. & Tichý, L. (2005) Effects of abiotic factors on species richness and cover in central European weed communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **109**, 1-8.

Pyšek, P. & Lepš, J. (1991) Response of a weed community to nitrogen fertilization a multivariate analysis. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 237-244.

Pywell, R.F., Warman, E.A., Carvell, C., Sparks, T.H., Dicks, L.V., Bennett, D., Wright, A., Critchley, C.N.R. & Sherwood, A. (2005) Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation*, **121**, 479-494.

R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>

Recasens, J., Riba, F., Izquierdo, J., Forn, R. & Taberner, A. (1996) Gramíneas infestantes de los cereales de invierno de Cataluña. *ITEA*, **92**, 116-130.

Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M. & Alkemade, R. (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **114**, 86-102.

Rew, L.J. Froud-Williams, R.J. & Boatman, N.D. (1996) Dispersal of *Bromus sterilis* and *Anthriscus sylvestris* seed within arable field margins. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **59**, 107-114.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity & Distributions*, **6**, 93-107.

Ricklefs, R.E. (1987) Community diversity - relative roles of local and regional processes. *Science*, **235**, 167-171.

Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T. & Burton, M. (2001) Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics*, **39**, 463-478.

Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. (2002) Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 157-176.

Romero, A., Chamorro, L. & Sans, F.X. (2008a) Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **124**, 97-104.

Romero, A., Chamorro, L., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L., José-María, L. & Sans, F.X. (2008b) Effects of landscape agricultural intensification and management on weed species richness in the edges of dryland cereal fields. *Conference of the International Society of Organic Agriculture Research (ISO FAR)*, pp. 640-643, Modena, Italy.

Roschewitz, I., Thies, C. & Tschardtke, T. (2005a) Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields? *Agriculture Ecosystems & Environment*, **105**, 87-99.

Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T. & Thies, C. (2005b) The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 873-882.

Rundlöf, M. & Smith, H.G. (2006) The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 1121-1127.

Rydberg, N.T. & Milberg, P. (2000) A survey of weeds in organic farming in Sweden. *Biological Agriculture & Horticulture*, **18**, 175-185.

Sandler, H.A., Alpert, P. & Shumaker, D. (2007) Invasion of natural and agricultural cranberry bogs by introduced and native plants. *Plant Ecology*, **190**, 219-231.

Sans, F.X. (2007) La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas* **16**, 44-49.

Servei Meteorològic de Catalunya (2008) Informe sobre la precipitació mesurada a Catalunya durant l'any pluviomètric 2007-2008. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, http://www.meteo.cat/mediamb_xemec/servmet/pagines/resum/any_pluviometric_2006-2007.pdf

Shea, K. & Chesson, P. (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**, 170-176.

Shriar, A.J. (2000) Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. *Agroforestry Systems*, **49**, 301-318.

Sjursen, H. (2001) Change of the weed seed bank during the first complete six-course crop rotation after conversion from conventional to organic farming. *Biological Agriculture & Horticulture*. **19**, 71-90.

Smith, H., Firbank, L. G., Macdonald, D. W. (1999) Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. *Biological Conservation*. **89**, 107-111.

Smith, M.D., Wilcox, J.C., Kelly, T. & Knapp, A.K. (2004) Dominance not richness determines invasibility of tallgrass prairie. *Oikos*, **106**, 253-262.

Solbrig, O.T. & Solbrig, D.J. (1984) Size inequalities and fitness in plant populations. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* (eds R. Dawkins & M. Ridely), pp. 141-159. Oxford University Press, USA.

Sørensen, T. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter / Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, **5** (4): 1-34.

Spahillari, M., Hammer, K., Gladis, T. & Diederichsen, A. (1999) Weeds as part of agrobiodiversity. *Outlook on Agriculture*, **28**, 227-232.

Spitters, C.J.T. & van der Bergh, J.P. (1982) Competition between crops and weeds: A system approach. *Biology and ecology of weeds* (eds W. Holzer & M. Numata), pp. 137-148. Junk, The Hague.

Stevenson, F.C., Légère, A., Simard, R.R., Angers, D.A., Pageau, D. & Lafond, J. (1997) Weed species diversity in spring barley varies with crop rotation and tillage, but not with nutrient source. *Weed Science*, **45**, 798-806.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R. & Eden, P. (2001) Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**, 337-365.

Strykstra, R.J., Bekker, R.M. & Verweij, G.L. (1996) Establishment of *Rhinanthus angustifolius* in a successional hayfield after seed dispersal by mowing machinery. *Acta Botanica Neerlandica*, **45**, 557-562.

Suding, K.N., LeJeune, K.D. & Seastedt, T.R. (2004) Competitive impacts and responses of an invasive weed: Dependencies on nitrogen and phosphorus availability. *Oecologia*, **141**, 526-535.

Sutcliffe, O.L. & Kay, Q.O.N. (2000) Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s. *Biological Conservation*, **93**, 1-8.

Taylor, R.L., Maxwell, B.D. & Boik, R.J. (2006) Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **116**, 157-164.

Thies, C. & Tscharntke, T. (1999) Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, **285**, 893-895.

Thies, C., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2003) Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*, **101**, 18-25.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, **418**, 671-677.

Torner, C., González-Andújar, J.L. & Fernández-Quintanilla, C. (1991) Wild oat (*Avena sterilis* L.) competition with winter barley: Plant density effects. *Weed Research*, **31**, 301-307.

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, **8**, 857-874.

Vandermeer, J. & Perfecto, I. (1995) *Breakfast of biodiversity: the truth about rainforest destruction*. Food First Books, Oakland.

Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O. & Gering, J.C. (2002) The additive partitioning of species diversity: Recent revival of an old idea. *Oikos*, **99**, 3-9.

Vilà, M., Williamson, M. & Lonsdale, M. (2004) Competition experiments on alien weeds with crops: Lessons for measuring plant invasion impact? *Biological Invasions*, **6**, 59-69.

Von Holle, B. & Simberloff, D. (2005) Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology*, **86**, 3212-3218.

Wagner, H. H. & Edwards, P.J. (2001) Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology*, **16**, 121-131.

Wagner, H.H., Wildi, O. & Ewald, K.C. (2000) Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, **15**, 219-227.

Walker, S., Wilson, J.B. & Lee, W.G. (2005) Does fluctuating resource availability increase invasibility? Evidence from field experiments in New Zealand short tussock grassland. *Biological Invasions*, **7**, 195-211.

Walter, A.M., Christensen, S. & Simmelsgaard, S.E. (2002) Spatial correlation between weed species densities and soil properties. *Weed Research*, **42**, 26-38.

Referències bibliogràfiques

Weibull, A.C., Östman, O. & Granqvist, Å. (2003) Species richness in agroecosystems: The effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 1335-1355.

Weiher, E. & Howe, A. (2003) Scale-dependence of environmental effects on species richness in oak savannas. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 917-920.

Weiner, J. (1985) Size hierarchies in experimental populations of annual plants. *Ecology*, **66**, 743-752.

Whittingham, M.J. (2007) Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology*, **44**, 1-5.

Winfree, R., Williams, N.M., Gaines, H., Ascher, J.S. & Kremen, C. (2008) Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 793-802.

Willer, H., Sorensen, N., Yussefi-Menzler, M. (2008) The world of organic agriculture 2008: Summary. *The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2008* (Eds. H. Willer, M. Yussefi-Menzler, N. Sorensen), pp. 15-22. International Federation of Organic Agriculture Movement (IFOAM) Bonn, Germany and Research Institute of Organic Agriculture (FiBL), Frick. Switzerland.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998) *Standardliste der Farm- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart, Germany.

Zobel, M. (1997) The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, **12**, 266-269.

INFORME DEL DIRECTOR

Informe del director sobre la participació de la doctoranda en les publicacions

Dr. F. X. Sans Serra, director de la Tesi doctoral de Laura Amengot Martínez, presenta el següent informe sobre la contribució de la doctoranda en cadascuna de les publicacions presentades en la present memòria.

1. Assessing weed diversity components in agro-ecosystems: general patterns across biomes. Armengot, L.; Flohre, A.; Fischer, C.; Thies, C.; Tschardtke, T.; Sans, F.X.

Contribució de la doctoranda: Participació en el disseny experimental de l'estudi, realització dels inventaris florístics a Catalunya, anàlisi de les dades, redacció de la primera versió del manuscrit i revisions posteriors.

Contribució dels altres autors: AF, participació en el disseny experimental de l'estudi i elaboració dels inventaris florístics a Alemanya, i participació en la redacció del manuscrit; CF, participació en el disseny experimental de l'estudi i elaboració dels inventaris florístics a Alemanya, i participació en la redacció del manuscrit; CT, participació i supervisió del disseny experimental a Alemanya, assessorament en les anàlisis estadístiques, participació en la redacció del manuscrit; TT, participació en la redacció del manuscrit, FXS, participació en el disseny experimental a Catalunya, participació en l'anàlisi de dades, supervisió i participació en la redacció del manuscrit.

2. Assessing land-use intensity of organic and conventional dryland cereal fields in the Mediterranean region. Armengot, L.; José-María, L.; Blanco-Moreno, J.M.; Chamorro, L.; Sans, F.X.

Contribució de la doctoranda: Participació en el disseny experimental de l'estudi, realització dels inventaris florístics i les enquestes als agricultors, anàlisi de les dades, redacció de la primera versió del manuscrit i revisions posteriors.

Contribució dels altres autors: LJM, participació en la realització dels inventaris florístics i en les enquestes als agricultors, assessorament en les anàlisis estadístiques i

participació en la redacció del manuscrit; JMBM, assessorament en les anàlisis estadístiques i participació en la redacció; LC, participació en l'elaboració de les enquestes i en inventaris florístics; FXS, participació en el disseny de l'estudi, participació en la realització dels inventaris florístics i en les enquestes als agricultors, participació en l'anàlisi de dades, supervisió i participació en la redacció.

3. Land-use intensity, but not landscape complexity, influences weed species richness in dryland cereal fields. Armengot, L.; José-María, L.; Blanco-Moreno, J.M.: Romero-Puente, A.; Sans, F.X.

Contribució de la doctoranda: Participació en el disseny experimental de l'estudi, realització dels inventaris florístics, anàlisi de les dades, redacció de la primera versió del manuscrit i revisions posteriors.

Contribució dels altres autors: LJM, participació en la realització dels inventaris florístics, assessorament en les anàlisis estadístiques i participació en la redacció del manuscrit; JMBM, assessorament en les anàlisis estadístiques i participació en la redacció; ARP, participació en els inventaris florístics i assessorament en les anàlisis estadístiques; FXS, participació en el disseny de l'estudi, participació en la realització dels inventaris florístics i en l'anàlisi de dades, supervisió i participació en la redacció.

4. Influence of farming system on invasibility and on invasion effects: a study case involving annual grasses in dryland cereal fields. Armengot, L.; José-María, L.; Sans, F.X.

Contribució de la doctoranda: Participació en el disseny experimental de l'estudi, recol·lecció de les mostres al camp i processament al laboratori, anàlisi de les dades, redacció de la primera versió del manuscrit i revisions posteriors.

Contribució dels altres autors: LJM, participació en la recol·lecció de les mostres al camp i processament al laboratori, assessorament en les anàlisis estadístiques i participació en la redacció del manuscrit; FXS, participació en el disseny de l'estudi,

participació en la recollida de les mostres al camp i en l'anàlisi de dades, supervisió i participació en la redacció.

Finalment certifico que cap dels coautors dels articles abans esmentats ha utilitzat de manera implícita o explícitament aquests treballs per a l'elaboració d'una altra tesi doctoral.

Barcelona, 18 de maig de 2010.

F. Xavier Sans Serra
Departament de Biologia Vegetal
Universitat de Barcelona

